

**CENTRE INTERNATIONAL D'ETUDES SUPERIEURES EN SCIENCES
AGRONOMIQUES**

MONTPELLIER SUPAGRO

Ecole Doctorale Economie et Gestion

**Capital Sol et arrangements institutionnels dans les
agrosystèmes du Nord-Cameroun**

Thèse présentée pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE MONTPELLIER SUPAGRO

Groupe des disciplines **Sciences Economiques** du CNU

Section 05

Soutenue publiquement le

07 décembre 2012

par

Oumarou Balarabé

Sous la Direction de Messieurs **Robert Lifran** et **Madi Ali**

JURY

Alain Ayong Le Kama	Professeur, Université Paris X	Rapporteur
Pierre Dupraz	Directeur de Recherche, INRA Rennes	Rapporteur
Jean-Michel Salles	Directeur de Recherche, CNRS	Examineur
Francis Forest	Chercheur, URSIA CIRAD	Examineur
Robert Lifran	Directeur de Recherche, INRA Montpellier	Directeur de thèse
Madi Ali	Maître de Conférences, Université de Maroua	Co-Directeur de thèse

L'Etablissement n'entend donner aucune approbation aux opinions émises dans cette thèse ; Ces opinions doivent être considérées comme propres à leur auteur.

A la mémoire de mes Parents,
A mes enfants Alamine et Sani,

Remerciements

Cette thèse vient boucler une aventure de 10 ans dans le cadre d'un programme de conservation des sols au Nord-Cameroun, lancée bien avant que le cursus de thèse lui-même ait été initié. Je voudrais remercier ceux qui m'ont accompagné tout le long du processus, notamment les collègues des différents projets qui se sont succédés. Je pense notamment à Krishna, Abaliman, Alifa, Adoum, Abakar, Gaston, Wadié Elie, Alioum Veklé, Baïssoum, Ouin Koïda, Baïtia, Wadiébé Valentin, et tous les autres du volet SCV du Projet qui se sont particulièrement investis dans la collecte des données. Toute ma gratitude va également à l'égard de mes collègues du Projet ESA, puis du PCS/ESA2, et de la SODECOTON, qui m'ont soutenu et encouragé durant tout ce parcours. Merci également pour leur confiance et leur amitié à Ousman Dandi de Mambang, Daïrou, Aminou et Ibrahim de Mbozzo, Kampété, Adama de Tcherféké, Dang à Gadas, et encore tous les autres agriculteurs ayant participé à cette dynamique de travail si particulière.

Merci également pour leur compréhension à mes supérieurs hiérarchiques de l'IRAD et de la Sodecoton, qui ont alors permis que ce travail puisse être mené jusqu'à terme. Je pense tout particulièrement au Dr Woin Noé pour ses encouragements, et à M. Abdoulaye Babalé pour son implication particulière ayant permis de faciliter mon détachement au sein de cette équipe de recherche.

Cette thèse n'aurait pu se faire sans la confiance que m'ont accordée Robert Lifran et Francis Forest, en initiant et encadrant le cursus de Master/Thèse, et sans ma rencontre avec Krishna (pour son encouragement à poursuivre jusqu'en thèse), et Lucien (aussi pour ses encouragements, mais pas forcément à faire une thèse). Qu'ils reçoivent ici mes sincères remerciements, de même que Madi Ali, et Christian Seignobos, pour leur soutien permanent et multiforme.

Mes remerciements aux Rapporteurs de la thèse, ainsi qu'aux Examineurs ayant accepté de consacrer leur temps à l'évaluation du travail.

Sur le chemin qui m'a conduit vers cette thèse, les Collègues de l'UR SCV du Cirad, (URSIA par la suite), ont été en permanence à mes côtés, en toute amitié, mais aussi avec leur appui scientifique. Je leur dis merci, particulièrement à Christine, Lucien (encore) Francis, André, Olivier, Stéphane, Florent, Serge, Roger, Franck, Patrice, Hubert, Eric Scopel, François Affholder et Jean-Claude Legoupil, et Denis Gautier, qui finalement, m'ont tous donné envie

de conduire la thèse jusqu'au bout. Patrick Dugué et Michel Fok, m'ont particulièrement accompagné pendant toute la phase de la thèse, et méritent ici que je leur exprime une gratitude toute particulière.

Mes séjours de thèse en France ont été pris en charge par le SCAC qui m'a attribué une bourse d'alternance, puis l'AFD, qui a financé entièrement ma dernière année, ainsi que la présence de ma famille à mes côtés. Je leur exprime un vif remerciement, tout particulièrement aux « Anciens », Denis Loyer et Jean-François Richard, puis à la relève, José Tissier, Anne Legile, Emmanuelle Poirier-Magona, et tous les autres. De même, le CIRAD (UMR Innovation) m'a assuré des financements de mobilité à plusieurs reprises, je tiens donc à renouveler toute ma gratitude à Patrick Dugué pour ce coup de main si précieux. J'en profite pour témoigner toute ma gratitude à l'équipe IRD du Programme RIME Pampa qui a mis en œuvre ce financement, notamment Jean-Luc Chotte, Martial Bernoux, Joanna Boulon, et Manuelle Rival pour leur disponibilité.

Pendant ces 4 années de thèse, chacun de mes séjours au Lameta fut un plaisir. Je remercie sincèrement pour leur amitié l'ensemble des collègues Doctorants du Labo, mais aussi les innombrables relations que j'y ai eues. Je pense particulièrement, à Saloua, Emmanuelle, Cédric, Jean-Walter, Laurent, Naïma, Coralie, Annie et tous les autres que j'oublie certainement.

Toute ma reconnaissance va également aux autres doctorants et camarades que j'ai rencontrés à Montpellier et ailleurs, et avec qui nous avons tissée une amitié durable. Ils ont été de tout temps dans cette aventure. Je veux parler de Salif Derra, Diallo, Abdou Maïga, Guy, Asikin, Baldé, Mady Cissé, Adam Abgassi, Julius, Yoro, Alpha, Patrice, Moktar, Agathe, Céline, et tous les autres. Les défis semblent différents après la thèse, mais peuvent être tout aussi complexes...

En dernier lieu, mais mon remerciement n'en est que plus fort, je pense à ma famille qui m'a soutenu, encouragé dans mes rêves, et à mes enfants qui à un moment se sont habitués à vivre sans moi. J'ai une pensée toute particulière à certains parents qui malheureusement ne sont plus là pour savourer ces moments particuliers.

Merci à tous pour tout

Capital sol et arrangements institutionnels dans les agrosystèmes du Nord-Cameroun

UMR LAMETA 5474 – Montpellier Supagro, 2 Place Viala, 34060 Montpellier

Résumé : Dans un contexte de dégradation des ressources naturelles agricoles, notre étude se propose d'élaborer un concept de capital sol permettant de réexaminer l'analyse économique des sols, en intégrant l'ensemble des services fournis par cet écosystème. Un retour sur les différents cadres d'analyse en agronomie et en sciences environnementales a permis de redéfinir les différentes perspectives associées à l'usage des sols. Une revue de la littérature sur les modèles de l'érosion et de la conservation des sols a été effectuée, et a permis de jeter les bases d'un modèle bio-économique basé sur la matière organique du sol et les engrais minéraux. Le modèle de contrôle optimal ainsi construit donne tout son sens opérationnel au concept de capital sol. L'étude des états stationnaires associés aux différents régimes a mis en évidence l'importance de la dynamique des stocks de matière organique, ainsi que les apports d'engrais minéraux. Ainsi, en fonction de la vitesse de minéralisation de la matière organique, le régime minier atténué (par la restitution de la matière organique) ou bien minier compensé (par des apports d'engrais minéraux) sont stationnaires. Une trajectoire de gestion optimale a été identifiée, et alterne une phase transitoire d'un régime de complémentarité, avec une phase stationnaire « minier atténué ». Les résultats obtenus par l'estimation économétrique d'une fonction de production de biomasse de type translog, à partir des données expérimentales en panel obtenues au Nord-cameroun, a permis de confirmer le poids de la matière organique et des engrais minéraux et de leurs interactions. L'estimation des élasticités des facteurs « quantité de mulch » et « quantité d'engrais apporté » a également révélé qu'elles sont négatives à leur valeur minimale, et positive au delà. De même, ces deux facteurs sont substituables à leur valeur minimale, et complémentaires au delà de cette valeur, pour maintenir un stock de capital sol identique. L'analyse des droits de propriété liés au capital sol dans le contexte du Nord-Cameroun a révélé que l'une des contraintes les plus importantes concerne la dissociation entre les droits d'exclusion et les droits de gestion, réduisant de fait l'incitation à investir pour le capital sol. L'étude propose une nouvelle typologie des innovations basée sur l'importance relative des innovations technique et institutionnelle) nécessaires pour maintenir le capital sol. Enfin, l'étude suggère des instruments de politiques publiques en mesure d'assurer la convergence entre l'optimum privé et l'optimum social. Il s'agit des incitations économiques pour suppléer à la défaillance des marchés, de l'action collective pour la définition des arrangements institutionnels endogènes et de la mise en place du paiement et des marchés de services écosystémiques liés au capital sol.

Mots clefs : Capital sol, modélisation bio-économique, arrangements institutionnels, droits de propriété, Nord-Cameroun.

Soil capital and institutional arrangements in Northern Cameroun

UMR LAMETA 5474 – Montpellier Supagro, 2 Place Viala, 34060 Montpellier

Abstract : Within a global context of agricultural natural resources degradation, our study aims at elaborating a soil natural capital concept, which will help renewing soil economic analysis by considering overall soil's ecosystem services provided. A historical analysis on agronomic and environmental issues related to soil made it possible to clarify different perspectives associated to soil uses. Additional literature review on soil erosion and conservation models helped to lay down the foundation of a bio-economic model of soil natural capital, based on organic matter restitutions to soil, and mineral fertilizer application rate. The use of optimal control method makes the concept of soil natural capital a useful tool for management and policy purposes. Steady state conditions associated to different soil capital regimes revealed the importance of organic matter stocks, as well as mineral fertilizer in soil capital dynamics. According to organic mineralization rate, attenuated (by organic matter restitution) mining regime, and compensated (by fertiliser application) mining regime of soil capital appeared to be steady state regimes. An optimal management path has been identified. It is composed of a transitory phase of « complementary » regime, followed by a steady state of « attenuated mining » regime. Results from econometric modelling through translog production function based on 7 years experimental panel data in Northern Cameroon helped confirming organic matter and fertiliser importance in soil capital asset. Production elasticity of factors « mulch quantity » and « fertilizer quantity » revealed that elasticities are negative around minimal values, and positive at medium and maximum values of soil capital. Also, it appeared that these factors are substitutes at minimum value and complementary at medium and maximum value of soil capital. Property rights analysis on soil capital in Northern Cameroon revealed that dissociation between holders or exclusion rights and management rights is among most important constraints in soil capital investment incentive. The study also suggested to take into account complementary institutional innovations, and proposed a specific innovation's typology, according to relative dimensions of technical and institutional innovations on soil capital. Finally, the study discussed the main tools of public policy enabling to reconcile private and social optimum in soil capital. These include suitable property rights definition, economic incentives to supplement market failures, collective action and paiement and markets for ecosystem services.

Key words : Soil capital, bio-economic model, institutional arrangements, Property rights, Northern Cameroon.

SOMMAIRE

Chapitre 1 : Introduction générale	5
1. Pertinence du thème	5
2. Problématique	7
3. Démarche de recherche	9
3.1. Une thèse de Recherche-action.....	9
3.2. Les outils théoriques mobilisés	10
3.3. Les échelles d'analyse	11
4. Contributions de la thèse	11
4.1. Contribution théorique	11
4.2. Contribution empirique	13
5. Limites de l'étude	13
6. Architecture et Plan de la thèse	14
7. Clarification conceptuelle sur l'usage des sols	18
PARTIE 1: Problématique de gestion des sols et modélisation du capital sol ...	20
Chapitre 2: De la problématique de la gestion des sols dans l'analyse économique	21
1. Perspective agronomique : L'usage et la gestion des sols en agronomie	22
1.1. Le temps de la fertilité naturelle	22
1.2. Le temps de la fertilité minérale	23
1.3. Le temps de la fertilité organo-minérale.....	27
2. Perspective environnementale dans l'analyse de la gestion des sols	30
2.1. Phase 1 : Le problème de la pérennisation de la fertilité des sols	32
2.2. Phase 2 : L'identification des services et disservices environnementaux	34
2.3. Phase 3 : La définition du paiement et des marchés pour services écosystémiques	35
3. La gestion des sols dans l'analyse économique	39
3.1. La Fertilité, comme résultante des comportements économiques des agriculteurs.....	39
3.2. Un problème central de divergence entre valeurs privées et valeurs sociales...	42
Chapitre 3: Eléments de modélisation théorique du concept de Capital sol ..	48
1. Aux origines du concept du « Capital sol »	51
1.1. Le sol, une ressource naturelle « spécifique »	55
1.2. Définition et contenu du concept du capital sol	58
2. Problèmes de modélisation du capital sol	61
2.1. Difficulté théorique : le capital sol, un concept, deux perspectives	61
2.2. Problème méthodologique : Impossibilité d'un modèle complexe, et nécessité d'une famille de modèle	62
2.3. Intérêts de modéliser le capital sol	63
3. Modélisation de la gestion des sols par l'approche du contrôle optimal	64

3.1.	Les modèles d'optimisation de l'érosion des sols.....	64
3.2.	Les modèles d'optimisation de la conservation des sols.....	68
3.3.	Les modèles d'optimisation du capital sol	71
Chapitre 4 : Le modèle théorique du Capital sol		74
1.	Modèle du Capital sol intégrant la matière organique :point de départ	774
2.	Spécification des variables de contrôle et arbitrage entre services de régulation et productifs	77
3.	Modélisation et perspectives sur le capital sol.....	78
3.1.	Les variables du modèle.....	78
3.2.	Les différents régimes et leur interprétation	82
3.3.	La résolution du problème d'optimisation	83
3.4.	Interprétations du modèle	87
Chapitre 5: Modélisation économétrique du Capital sol		94
1.	Le modèle analytique du capital sol	95
2.	Le modèle empirique : la fonction de production et les données de panel.....	97
2.1.	Dispositif expérimental.....	100
2.2.	La forme fonctionnelle	103
2.3.	Spécification des variables du modèle	104
2.4.	Expression du modèle économétrique.....	107
3.	Résultats et discussions.....	109
3.1.	Statistiques descriptives	109
3.2.	Estimation en données de panel.....	114
3.2.1.	Tests de spécification du modèle.....	114
3.2.2.	Résultats de l'estimation	114
3.2.3.	Discussions	118
Partie 2 : Arrangements institutionnels et gestion du capital sol au Nord-Cameroun.....		121
Chapitre 6 : Capital sol et innovation institutionnelle: perspectives théoriques		122
1.	La fertilité du sol et contexte de l'étude	123
1.1.	La Terre dans l'analyse économique : historique de la pensée économique ...	123
1.2.	Le Nord Cameroun et l'analyse économique de la gestion des sols.....	124
1.3.	Un retour sur les cadres d'analyse économique de la conservation des sols ...	127
2.	Etapes méthodologiques d'analyse	129
2.1.	Le Capital sol comme nouveau cadre d'analyse	129
2.2.	Concept de capital sol et problématique de l'investissement	129
2.3.	Le Capital sol : une ressource en propriété commune.....	130
2.4.	Investissement privé et investissement collectif pour le capital Sol	130
3.	Eléments de résultats	130
3.1.	Technologie (nouvelle) et environnement (donné)	130
3.2.	Capital sol et Innovation institutionnelle.....	131
3.3.	Perspectives d'échelles, et interactions entre innovations.....	132
3.4.	Typologie des innovations pour la gestion du capital sol.....	135

Chapitre 7: Droits de propriété et investissement pour le capital sol : perspectives de modélisation des arrangements institutionnels dans le contexte du Nord-Cameroun	138
1. Clarification conceptuelle	139
2. Typologie des droits de propriété sur les ressources naturelles.....	141
3. Droits de propriété et problématique de l'investissement.....	144
4. Origine et diversité de droits de propriété en Afrique subsaharienne.....	147
5. Les arrangements institutionnels pour le capital sol au Nord-Cameroun	149
6. Perspective de modélisation des arrangements institutionnels.....	156
6.1. Cadre analytique.....	156
6.2. Structure du modèle	158
6.3. Pistes pour la modélisation.....	164
Conclusion Générale	166
Bibliographie	172
ANNEXES.....	196

Liste des figures

Figure 1: Architecture de la thèse	15
Figure 2: Construction de la perspective agronomique et environnementale dans l'analyse économique des sols	39
Figure 3: Interactions entre stocks d'éléments et flux de services dans la définition du "capital sol"	62
Figure 4: Modèle conceptuel du capital sol à partir de la matière organique	74
Figure 5: évolution de la production en fonction des apports de fertilisants minéraux	80
Figure 6: Composantes technique et organisationnelle des innovations pour le capital sol ..	134
Figure 7: Répartition des faisceaux de droit sur le capital sol et ses produits, entre les différents acteurs.....	152

Liste des tableaux

Tableau 1: Déterminants des deux perspectives agronomique et environnementale liées à l'étude des sols	37
Tableau 2: Caractéristiques de la ressource sol par rapport à d'autres ressources naturelles... 58	58
Tableau 3 : Récapitulatif des six régimes possibles pour chaque situation	82
Tableau 4: Caractéristiques de l'état stationnaire pour chaque régime	87
Tableau 5: Caractéristiques de l'état stationnaire pour chaque régime	87
Tableau 6 : Répartition des parcelles suivies par type de culture, système et site	103
Tableau 7: Répartition du nombre de parcelles suivies par année, culture et par site.....	103
Tableau 8: Listes des variables et leur signification	105
Tableau 9: Différentes modalités de la variable de stratification CROP	105
Tableau 10: Statistiques descriptives des variables sur la sole « céréales »	109
Tableau 11: Statistiques descriptives des variables sur la sole « coton »	110
Tableau 12 : Estimation de la fonction de production de BIOMT, Modèle à effets aléatoires	115
Tableau 13: Elasticités des facteurs du capital sol estimé avec BIOMT	116
Tableau 14: Elasticité de substitution partielle entre les facteurs	117
Tableau 15: Typologie des processus d'innovation en fonction des composantes et des échelles	135
Tableau 16: Ensemble de droits associés aux ressources naturelles	144
Tableau 17: Synthèse des attributs des différents modèles	164

Chapitre 1 : Introduction générale

1. Pertinence du thème

La dégradation des ressources naturelles agricoles émerge comme étant l'un des problèmes les plus graves pour l'humanité (Millenium ecosystem Assessment 2005). Parmi ces ressources, les sols constituent l'une des plus menacées, notamment en raison de l'impact de l'activité humaine sur leur dynamique (Lal et al. 1989). L'accroissement de la population mondiale, en contradiction avec la dégradation des ressources en sol, nécessite de faire croître proportionnellement l'offre en produits agricoles, et, dans un contexte de disponibilité limitée de nouvelles terres cultivables, d'augmenter la productivité des superficies actuelles, tout en assurant la durabilité de leur utilisation. Dans les Pays en voie de développement, l'agriculture, non seulement assure la production du bien public « sécurité alimentaire », mais reste la plus grande source d'emplois et de revenus des populations (Griffon 2006; Fowler et Rockstrom 2001). L'agriculture occupe actuellement environ deux tiers des populations des pays en voie de développement, faisant de la durabilité de l'utilisation des ressources naturelles agricoles un enjeu primordial pour ces économies.

La première fonction dédiée aux sols agricoles est la production des biens et services agricoles. A ce titre, les sols sont un facteur de production non substituable, et contribuent alors à la production des aliments et d'autres produits utiles à la survie de l'humanité. Ils constituent le principal support physique de la plante, mais, assure également son alimentation en nutriments et en eau, et fournissent également les conditions optimales pour son bon développement, à travers certaines caractéristiques spécifiques¹. Des capacités propres des sols dépend le niveau de production, lorsque la question d'accès aux autres facteurs de production ne se pose pas.

Parmi les autres services écosystémiques produits par les sols, se retrouvent la séquestration du carbone, la dépollution des nappes, la protection de la biodiversité, la régulation des eaux, etc. Désormais, avec les avancées en sciences écologiques et environnementales, la quantification de ces services révèle leur valeur économique relative de plus en plus

¹ On peut notamment citer les conditions d'acidité et d'alcalinité des sols, le pH, et la capacité d'échange cationique (CEC) qui définissent le type de plantes et la disponibilité et l'accès aux nutriments pour celles-ci.

importante, faisant des sols des écosystèmes particulièrement vitaux pour l'Homme (Barrios 2007; Powlson et al. 2011)

La question de la durabilité de l'utilisation des ressources en sols a déjà été posée dans le cadre du rapport Bruntland, et s'est imposée plus récemment avec les travaux du Millenium Ecosystem Assesment (MEA). Ainsi donc, l'utilisation des sols agricoles, même si elle doit assurer des niveaux de production satisfaisants pour les populations, devrait aussi bien s'attacher à en préserver les capacités productives pour les générations futures. La mise en œuvre de cette perspective va pourtant être diversement abordée par les courants disciplinaires.

Pour les agronomes et les écologistes, les systèmes agricoles durables sont ceux dont la productivité ne varie pas avec le temps, et ne dégradent pas les autres écosystèmes (Deybe 1994). En sciences environnementales, sans forcément s'intéresser à l'intérêt de l'activité agricole, on s'interroge sur les conséquences en terme de pollution de l'activité agricole, en espérant trouver par là une issue à la question de la durabilité. Cette conceptualisation, pour autant qu'elle soit conforme, ne suffit pas en elle seule pour réaliser la durabilité souhaitée, car l'analyse technique est réalisée de manière isolée avec les aspects stratégiques de décision individuelle ou collective relevant des sciences sociales (Oriade et Dillon 1997).

L'analyse économique de la gestion des sols, même si elle s'est clairement fixée l'objectif de raisonner en terme de durabilité, continue de se priver des acquis des sciences biophysiques sur l'usage des sols (agronomie, écologie et sciences environnementales). Cette simplification dans la compréhension des processus de dégradation des sols rend moins réalistes les propositions en terme de politiques publiques, d'autant plus qu'il s'agit de processus physiques assez complexes (Scott 1991; Barbier et Bergeron 1999). De plus, les différentes approches d'analyse des problèmes liés aux sols en économie se trouvent compartimentées, avec d'une part, les aspects de production focalisant sur la production agricole et les facteurs de la baisse de productivité², et d'un autre côté les autres services écosystémiques rendus par les sols³, qui font l'objet d'une analyse distincte. Très peu d'efforts ont été faits par les économistes pour rapprocher ces deux courants de l'économie pourtant complémentaires, et avoir un aperçu global d'un même problème.

² Développée à travers les outils de l'économie de production appliquée à l'agriculture

³ Ces outils relèvent de l'économie environnementale ou de l'économie écologique suivant le cas, et portent très souvent sur l'estimation de la valeur des services écosystémiques fournis

De fait, les approches d'analyse des problèmes liées aux sols se résument en une approche en terme d'évaluation, ou bien une approche en terme d'adoption des mesures de conservation des sols. Ces deux approches, même si elles permettent d'évaluer les coûts de la dégradation des sols ou ceux de leur restauration, ou bien les conditions d'appropriation des solutions techniques appropriées, sont insuffisantes pour appréhender dans son ensemble la problématique de la durabilité d'utilisation des sols (Robinson et al. 2009).

Pourtant, cette question de la durabilité constitue un ensemble de questionnement aux dimensions multiples. Les aspects des processus relevant des sciences biophysiques, comme ceux des décisions relevant des acteurs et des collectivités, doivent être intégrés.

Les récents apports de l'économie des ressources naturelles et de l'environnement, notamment en terme de modèle d'optimisation, ouvrent de nouvelles perspectives pour l'analyse des stratégies de gestion optimale des sols, et pour la définition des politiques publiques permettant d'assurer leur utilisation durable (Jansson 1994; Lichtenberg et al. 2010). Ces outils ont notamment permis de mettre en lumière le problème de divergence entre l'optimum privé et l'optimum social dans la gestion des sols, notamment du à la défaillance dans la définition des droits de propriété sur les services fournis par les sols, et à l'imperfection de certains marchés (Barbier 1996; Nkonya et al. 2011). Pourtant, l'analyse économique n'a pas pu définir des trajectoires de gestion durable des sols, fondés sur l'ensemble des services fournis, car il restait à définir un cadre d'analyse intégrateur, ou même un objet de recherche unique ⁴.

2. Problématique

Deux problématiques différentes sont progressivement abordées dans le cadre de cette thèse.

Problématique 1 : Comment définir un nouveau concept permettant de fonder l'analyse économique des sols, et intégrer les différentes approches utilisées, ainsi que les services fournis par cet écosystème ?

Cette problématique repose sur l'insuffisance des cadres d'analyse jusque là mobilisés pour l'étude des problèmes liés à l'utilisation des sols. Aussi bien l'approche de l'évaluation

⁴ Suivant les cas, les travaux de modélisation en contrôle optimal se sont intéressés au contrôle de l'érosion comme facteur de la baisse de productivité des sols (McConnell 1983), ou comme facteur de production d'externalités en aval (Loehman et Randhir 1999), ou bien à la problématique de reconstitution de la fertilité à travers les nutriments (Yirga et Hassan 2010).

économique, que celle de l'adoption des innovations techniques, ne semblent pas avoir pris en compte de manière intégrée les différentes composantes de services fournis par l'écosystème sol. Il est alors question dans cette perspective, de prendre en compte d'une part les fonctions de production généralement associées aux sols, mais aussi de la compléter par les autres services et disservices écosystémiques à la source de la divergence entre valeurs privées et valeur sociale. Cette problématique constituera la première partie de la thèse.

Problématique 2 : A partir du concept de capital naturel, nous avons élaboré celui de capital sol. Quelles sont alors les perspectives en terme d'arrangements institutionnels pour une gestion durable, et plus globalement, quel est le contenu de l'innovation institutionnelle complémentaire nécessaire ?

Il s'agit surtout ici, en partant de la définition d'un concept de capital sol, de mobiliser un cadre d'analyse en terme d'investissement pour ce capital, pour dériver les conditions nécessaires à cet investissement. La question de l'adoption des innovations est donc revisitée à l'aide de nouveaux instruments économiques. L'identification des arrangements institutionnels et les droits de propriété associés à la gestion des sols sera par la suite effectuée, afin de permettre une meilleure compréhension des sources d'inefficience et la proposition d'instruments de politiques appropriés pour inciter à investir pour ce capital naturel.

Dans le contexte spécifique du Nord-Cameroun, certaines innovations techniques proposées en réponse au problème de dégradation des sols procurent potentiellement des bénéfices économiques importants, permettant de répondre aux enjeux du développement durable. Cependant, leur diffusion se heurte à des règles traditionnelles de gestion de la terre qui sont de facto équivalentes à un accès libre. Nos travaux se sont donc proposés de répondre à un enjeu stratégique pour le développement agricole de réflexion sur les déterminants de l'insertion des alternatives techniques favorables à une gestion durable du capital sol, en interrogeant conjointement la valeur économique associée à ce capital et les innovations techniques pour sa gestion. Au delà même de l'élaboration d'un concept de capital sol, il était crucial de comprendre comment les structures traditionnelles de la gestion des droits de propriété peuvent s'adapter pour intégrer des initiatives favorables au capital sol, et quel contenu technique et institutionnel doit fonder ces innovations.

Le lien entre ces deux problématiques est le concept de capital sol et la logique d'investissement qu'elle induit. Le problème central abordé dans le cadre de cette thèse est celui de l'absence d'un cadre conceptuel d'analyse prenant en compte l'ensemble des services rendus par les sols, et permettant ainsi de définir des politiques publiques optimales de conservation de ces sols. D'une part, l'écart existant entre les sciences biophysiques (écologie, agronomie et sciences du sol) et les sciences économiques sur la problématique de la gestion des sols est très important. Il est donc nécessaire de les rapprocher, pour permettre l'identification d'un cadre unique, intégrant l'ensemble des enjeux liés à la gestion des sols. D'autre part, la définition d'un cadre conceptuel approprié à la gestion des sols et celui de l'analyse économique des problèmes de leur utilisation optimale dans le contexte Soudano-sahélien. La logique de la thèse repose à la fois sur l'insuffisance des cadres d'analyse économique jusque là mobilisés pour aborder les problèmes de gestion optimale des sols, et la nécessité de concilier une approche biophysique et économique pour permettre une meilleure compréhension de cette problématique, dans l'objectif de recommander des instruments de politiques publiques à mesure de garantir une utilisation optimale de la ressource sol.

Deux objectifs de recherche ont été définis :

- Proposer un modèle de capital sol prenant en compte l'ensemble de services fournis, et reposant sur la complémentarité entre composantes organique et minérale liées au sol.
- A partir de ce modèle du capital sol, initier la réflexion sur les perspectives en termes d'arrangements institutionnels et d'innovation pour la gestion de ce capital.

3. Démarche de recherche

3.1. Une thèse de Recherche-action

L'émergence de la problématique de thèse s'est produite à la suite de la réflexion des instances de recherche impliquées dans la gestion des sols au Nord-Cameroun, mais également sur insistance des pouvoirs publics, et des bailleurs de fonds des principales initiatives engagées. Cela a conduit nos travaux à se positionner dans une démarche de Recherche/Action, où les résultats du travail analytique doivent nourrir les solutions opérationnelles. Ces travaux se sont en réalité conduits parallèlement à une démarche de définition de conditions d'adaptation des innovations technologiques pour le capital sol, et leur appropriation en milieu paysan. Ils se sont donc fortement appuyés sur les études de cas déjà réalisées, en même temps que l'élaboration du cadre analytique alimentait les réflexions

sur le terrain pour la définition de l'innovation institutionnelle en accompagnement. Cette insertion de la thèse dans un dispositif sur une assez longue durée de gestion des sols, a notamment permis de mobiliser une base de données sur un dispositif expérimental de suivi des innovations techniques, mais aussi l'accès à des modules de formation spécifiques sur la modélisation de dynamique de la matière organique pour fonder l'élaboration du modèle de contrôle optimal utilisé.

Répondre à des questions précises du terrain engage alors à proposer des modèles théoriques qui non seulement ont du sens pour les bailleurs et autres acteurs à la base de la demande, mais aussi la mobilisation de différents cadres d'analyse théorique qui ne relèvent pas forcément des mêmes disciplines économiques, et peuvent de surcroît exiger des postures méthodologiques différentes, et parfois divergentes.

3.2. Les outils théoriques mobilisés

Différents outils et branches disciplinaires ont été mobilisés dans le cadre de cette étude. Dans le souci de fonder la modélisation économique du capital sol sur des éléments avérés, nous nous sommes appuyés sur le cadre d'analyse des sciences biophysiques, notamment les sciences agronomiques et des sols d'un côté, puis les sciences environnementales et l'écologie de l'autre, pour prendre en compte la complexité du processus de production et de fonctionnement des sols, puis la logique des autres services écosystémiques. Cela a notamment permis de mieux illustrer les différents flux de services fournis par l'écosystème sol, et de fonder nos choix sur les proxy de modélisation les plus réalistes, en rapport avec ces disciplines.

L'analyse économique proprement dite, s'est, au fur et à mesure, appuyée sur différents instruments théoriques. Ainsi, les outils d'économie des ressources naturelles, notamment la modélisation en contrôle optimal ont été mobilisés, et la modélisation en théorie des jeux proposés pour le modèle des arrangements institutionnels. Par ailleurs, le modèle économétrique du capital sol estimé émanera des outils théoriques et méthodologiques de l'économie de production, qui sera par la suite étendue à des considérations relevant de l'économie écologique (services écosystémiques) pour en formaliser le modèle analytique. Enfin, la thèse a recours à différents outils de l'économie institutionnelle pour identifier les arrangements institutionnels et les types de droits de propriété associés à la terre et à ses produits.

3.3. Les échelles d'analyse

Les échelles d'analyse dans la thèse, *a priori* micro-économique, ont évolué en fonction de la problématique. Ainsi, l'analyse économique a notamment sollicité l'échelle individuelle (privée) pour élaborer le modèle du capital sol et l'échelle collective (sociale) pour aborder les aspects d'arrangements institutionnels. Plus précisément, l'élaboration du capital sol et son estimation économétrique, pour des raisons liées à des choix méthodologiques relevant de l'agronomie, s'est plus appuyée sur une échelle parcelle, sur laquelle les lois agronomiques peuvent être testées et les différents indicateurs suivis avec plus de précision (Dinar et al. 2012). C'est donc à cette échelle de la parcelle agricole que les indicateurs économiques ont également été relevés.

L'analyse collective a été privilégiée à celle de l'échelle de l'exploitation agricole (modèle de ménage), en raison des caractéristiques propres au terrain Nord-Cameroun. En effet, dans ce contexte, les contraintes à l'échelle de l'exploitation liées à la gestion du sol (défaillance des marchés de crédit, des intrants et de l'information) nous ont semblé moins marquées que les contraintes collectives, en rapport avec les arrangements institutionnels (M. Fafchamps 2004; de Jager 2005; Toulmin 2009). Cette approche collective a notamment permis de définir une communauté territoriale divisée en grands groupes ayant chacun des stratégies divergentes, et permettant d'élaborer un modèle de gestion collective durable des sols et des espaces naturels (Gebremedhin et al. 2000; Papy et Torre 2003; Benin et Pender 2006).

En définitive, l'échelle d'analyse de la thèse, si l'on prend en compte des possibilités d'extension macro-économique des outils développés, relève de la méso-économie, au sens que lui donne Deybe (1994), c'est à dire une approche qui permet de traiter de la durabilité des systèmes de production, en considérant en même temps l'échelle individuelle et collective, les interactions entre les différents acteurs, et l'impact sur l'ensemble du secteur et des exploitations.

4. Contributions de la thèse

4.1. Contribution théorique

Les apports théoriques de la thèse sont de plusieurs ordres:

- Un rapprochement pluridisciplinaire, mobilisant l’outil des sciences biophysiques et les outils théoriques des sciences sociales, pour permettre de comprendre le rôle et la place de l’écosystème sol dans la fourniture des biens et services. Un tel cadre d’analyse intégré est le seul à mieux de permettre d’intégrer à la fois la réalité complexe des interactions biophysiques, avec les éléments de l’analyse économique permettant de les traduire en biens et services, puis d’en définir les conditions pour en assurer une gestion durable.
- Une réflexion sur les grandes approches d’étude des sols en économie, notamment l’école de l’adoption et celle de la diffusion en mettant l’accent sur les acquis et les contraintes de chacune pour la formulation des politiques publiques de gestion durable de cette ressource.
- L’élaboration d’un modèle du capital sol, à partir du modèle mono-compartimental de Ollivier (2010) basé sur la matière organique, en la bonifiant avec un compartiment minéral, de manière à prendre en compte les deux grands ensembles de services écosystémiques assurés par le sol à savoir les services de production et les services de régulation⁵.
- La proposition d’outils de politiques publiques à partir de la définition d’un concept de capital sol. Cette étude a permis de reposer la question du choix des politiques publiques de gestion durable des sols, en terme d’investissement pour le capital sol (Lipper et Osgood 2001). Cette perspective a notamment permis de reposer et réexaminer la problématique de la pertinence des différentes alternatives techniques de gestion des sols, mais aussi de revenir sur la théorie des innovations, en consolidant désormais la réflexion en terme d’innovations institutionnelles pour la gestion du capital sol.

A travers le modèle économétrique du capital sol, nous avons suggéré de nouvelles variables associées au facteur technologique d’un côté (inputs), et un indicateur intégrateur, prenant en compte la dimension productive et de régulation du capital sol (output). Cela a permis, d’un point de vue théorique, d’étendre les principes de la théorie de la production, et y intégrer des indicateurs de type environnemental, et permettre ainsi de rapprocher des instruments de l’économie de la production à ceux de l’économie des ressources naturelles et de l’environnement.

⁵ Nous avons retenu de focaliser notre raisonnement sur ces deux types de services écosystémiques précisément, et pour des raisons de simplification, avons choisi d’ignorer les services récréatifs, ainsi que les services de support, parmi l’ensemble des services écosystémiques cités par Dominati et al. (2010a); et Powlson et al. (2011).

4.2. Contribution empirique

La portée empirique de la thèse se situe à deux niveaux. D'une part, une estimation empirique du modèle de capital sol a permis de proposer de nouveaux indicateurs venant compléter les indicateurs de mesure de la productivité, en incluant désormais un indicateur consolidé (la biomasse totale produite) pour estimer à la fois les services dits productifs et les services de régulation liés aux sols. De plus, dans la même logique, l'estimation du modèle économétrique a permis d'apporter des réponses à des interrogations précises sur les aspects de gestion des engrais minéraux et du temps de travail en Afrique sub-saharienne (élasticité des facteurs, et substitution) et en rapport avec les Systèmes de culture sous couvert végétal, formulées par Giller et al. (2009).

D'autre part, l'intérêt accordé aux arrangements institutionnels dans le contexte du Nord-Cameroun marqué par des droits de propriété particuliers sur la terre et ses produits, notamment la coutume de la vaine pâture, a permis de requestionner la perspective même d'intégration d'agriculture et d'élevage, en jetant les bases pour la recherche de nouveaux outils économiques pour accompagner les politiques publiques. Ainsi, les fondements pour une action collective reposant sur la modélisation en théorie des jeux ont été posés, et les résultats de ce travail pourront servir à l'ensemble de la savane d'Afrique sub-saharienne où les systèmes de culture et d'élevage se côtoient de façon plus ou moins intégrée.

5. Limites de l'étude

Les principales limites de la thèse sont inhérentes à la multiplicité des cadres utilisés, à la nature des données, et à la portée des recommandations.

En effet, pour des besoins d'opérationnalisation des résultats de nos travaux, différents cadres théoriques allant du contrôle optimal à l'analyse de l'innovation ont été mobilisés, pour répondre à des questions prioritaires. Cette multiplicité des cadres analytiques n'a pas permis à chaque fois d'approfondir l'analyse sur un seul aspect, ou bien à l'aide d'un outil spécifique tel que la modélisation en contrôle optimal ou en théorie des jeux par exemple, ce qui aurait permis d'aller plus en profondeur dans l'analyse, et d'explorer de nouvelles trajectoires d'optimalité.

Les données sur lesquelles reposent la modélisation économétrique du capital sol sont de nature expérimentale. Même si de tels types de données semblent généralement plus fiables pour estimer les paramètres agronomiques liés au capital sol, ils peuvent être biaisés pour les grandeurs économiques, notamment en raison des biais comportementaux liés à l'opportunisme des manoeuvres sur le terrain, à la dimension réduite des unités expérimentales, et surtout au fait que les conditions expérimentales ne reflètent pas toujours les conditions réelles de mise en application des innovations techniques (Knowler et Bradshaw 2007; Rockström et al. 2009; Giller et al. 2011).

La portée des résultats de l'étude reste encore dans un cadre strict d'une démarche analytique d'élaboration d'un nouveau concept. Même si elle a permis de déduire des perspectives en terme d'arrangements institutionnels spécifiques à promouvoir, ou bien, d'une manière plus générale, d'innovations institutionnelles complémentaires pour la gestion du capital sol, elle n'a pas mesuré de manière empirique la valeur économique associée à ce capital, de manière à en faire une représentation quantitative qui aurait du sens pour les acteurs eux-mêmes et en terme de politiques publiques. Toutefois, cette dimension pourra être facilement mise en œuvre en complétant le travail actuel par l'identification des unités de mesure des différentes composantes du capital sol, et leur définissant des valeurs quantitatives monétaires par des méthodes économiques de valorisation.

6. Architecture et plan de la thèse

Nous avons défini la question centrale de la thèse autour de l'élaboration d'un modèle du capital sol. La posture de recherche est celle de requestionner la problématique de divergence des valeurs privée et sociale pour la gestion du sol, à partir d'un nouveau concept intégrateur. Parmi les différentes raisons citées par la littérature, nous avons choisi de nous focaliser sur les contraintes collectives, jugées prioritaires sur le terrain Nord-Cameroun, et n'avons donc pas développé les contraintes inhérentes aux ressources et aux préférences des individus (échelle exploitation agricole). Notre démarche analytique a suivi deux axes de linéarité différents, qui constitueront les grandes parties de la thèse.

Axe 1 : Le problème - la construction du modèle- le test du modèle

Le premier axe relève d'une analyse à la fois théorique et empirique, et a pour objectif de permettre la construction et le test du modèle. Pour fonder ce concept de capital sol, il sera nécessaire de revisiter les bases agronomiques et environnementales liées à l'utilisation des

sols, et aux services qu'ils procurent. Ce travail exploratoire permettra alors d'élaborer un modèle cohérent et opérationnel. A la suite de l'élaboration du modèle du capital sol, une estimation économétrique en sera faite pour en tester la validité empirique.

Axe 2 : le modèle – Innovation institutionnelle - Droits de propriété arrangements institutionnels

Le deuxième axe, fondé sur une analyse essentiellement empirique, est centré sur le contexte du Nord-Cameroun à bien des égards similaires à ceux d'autres contextes des Pays en voie de développement. En partant du modèle de capital, cet axe permet d'analyser, à partir de la notion d'investissement pour la conservation d'un capital, les implications sur les stratégies d'acteurs d'un point de vue individuel et collectif. La structure des droits de propriété est précisément abordée car s'étant révélée comme étant l'une des contraintes les plus importantes à l'adoption des innovations techniques.

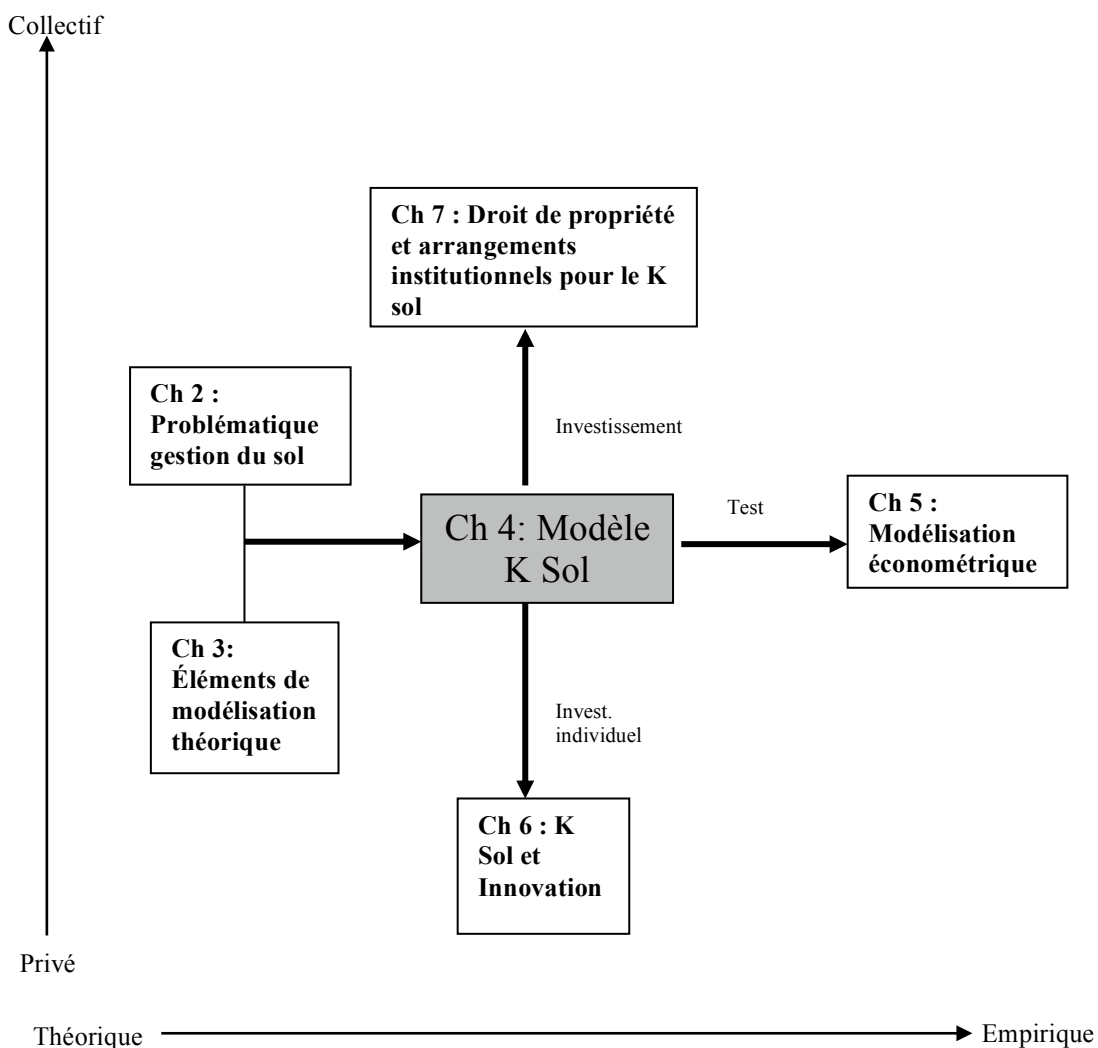


Figure 1: Architecture de la thèse

Les deux parties de la thèse sont les suivantes :

- Partie 1: Problématique de la gestion des sols et modélisation du capital sol
- Partie 2: Arrangements institutionnels et gestion du capital sol au Nord-Cameroun

Ces différentes parties seront articulées en chapitres, répondant à un questionnement bien précis.

• Partie 1 : Problématique de gestion des sols et modélisation du capital sol, constituée de quatre chapitres :

- Chapitre 2: De la problématique de gestion des sols dans l'analyse économique
- Chapitre 3: Eléments de modélisation théorique du concept du capital sol ,
- Chapitre 4: Le modèle du capital sol
- Chapitre 5 : Modélisation économétrique du capital sol

• Partie 2 : Arrangements institutionnels et gestion du capital sol au Nord-Cameroun: les stratégies d'acteurs, deux chapitres :

- Chapitre 6 : Capital sol et Innovation
- Chapitre 7: Droits de propriété et capital sol : perspectives de modélisation des arrangements institutionnels au Nord-Cameroun.

Le chapitre 2 traite de la problématique de la gestion des sols dans l'analyse économique. Pour ce faire, elle se fonde sur l'évolution des deux branches disciplinaires différentes concernées par cette problématique. D'une part, la perspective agronomique, plus ancienne, et reconnue, est fondée sur la production agricole des sols, et permet d'appréhender les bases des services dits de production. D'autre part, la perspective environnementale, qui a pris sa source à partir de l'analyse des problèmes d'externalités associées à l'érosion et à la dégradation des sols, puis s'est renforcée par l'apport d'un courant d'analyse des services écosystémiques fondés sur les principes de l'économie écologique. Ce dernier courant a permis de compléter les différentes fonctions et services liés aux sols. En s'intéressant à ces deux perspectives complémentaires, l'analyse économique a permis de mettre en évidence un problème théorique de divergence entre optimum privé fondé sur les services de production, et

l'optimum social qui, en plus de la somme des valeurs privées productives, prend en compte les services écosystémiques non rémunérés aux acteurs en charge de la gestion des sols.

Le chapitre 3 pose les fondements de la modélisation théorique du capital sol. A ce titre, il part de la définition des attributs du sol considéré comme une ressource naturelle, en y discutant notamment de son épuisabilité et de sa renouvelabilité, et permet ainsi de comparer le sol aux autres types de ressources naturelles. Ce chapitre pose également la définition et le contenu du concept de « capital naturel » appliqué au sol, et expose les principales difficultés théoriques et méthodologiques associées à sa modélisation. Il s'achève par une revue bibliographique des principaux travaux de modélisation en contrôle optimal qui ont porté progressivement sur le contrôle de l'érosion, la conservation des sols, et plus récemment, sur l'optimisation du « capital sol ».

Le chapitre 4, sur la base des enseignements biophysiques et d'analyse économique, et en se référant aux travaux de modélisation dont s'est inspiré le chapitre précédent, a permis d'élaborer un modèle de capital sol basé sur la matière organique et les nutriments du sol. La recherche des différents états stationnaires associées à ce régime a permis de définir une trajectoire optimale de gestion, et de tirer des perspectives sur la gestion durable du capital sol.

Le chapitre 5 a permis de faire une estimation du modèle économétrique du capital sol, en utilisant des données sur 7 campagnes consécutives d'un dispositif expérimental de suivi de la production des grains et de la biomasse aérienne dans une rotation céréale/coton. Ce chapitre a permis, grâce à une estimation en données de panels portant sur une fonction de production élargie aux services de régulation, de définir le poids des variables de contrôle du modèle du capital sol.

Le chapitre 6 focalise sur la définition des différentes composantes d'innovation associée à la gestion du capital sol. En effet, en partant du postulat économique de l'incitation à investir pour le capital sol, la théorie de l'innovation a été revisitée, en remettant en cause l'hypothèse de prééminence de l'innovation technique sur l'innovation institutionnelle. Par la suite, la déclinaison des différentes composantes d'innovation en fonction de l'échelle d'intervention a été effectuée, ce qui a permis de proposer une nouvelle typologie des innovations en fonction du contenu de chaque composante.

Le chapitre 7 focalise sur la problématique des droits de propriété et l'investissement sur le capital sol. Ce chapitre permet d'appliquer un cadre analytique proposé par Schlager et Ostrom (1992) au contexte du Nord-Cameroun, pour permettre de mieux comprendre les faisceaux de droits associés à la terre et aux produits de la terre. Après identification des principaux acteurs propriétaires de droits sur ces produits, nous avons jeté les bases économiques pour élaborer un modèle en théorie des jeux impliquant les grands groupes d'acteurs impliqués dans la gestion du capital sol dans un contexte de vaine pâture.

La discussion sur les instruments de politiques publiques pour la gestion du capital sol sera effectuée dans la continuité de la conclusion générale. On fera un retour sur les différents instruments existants, puis on proposera notamment l'utilisation d'instruments mixtes de type « cross compliance », associant des outils d'incitations économiques avec ceux de la régulation. L'action collective sera également proposée, notamment pour venir contribuer à une définition collective plus optimale des droits de propriétés associés au capital sol.

7. Clarification conceptuelle sur l'usage des sols

Quelques concepts méritent d'être définis avant d'aborder la problématique de gestion des sols.

Sol/Terre : Le sol représente une des multiples composantes des terres, qui renferment en plus la végétation le biotope, et les processus écologiques et hydrologiques qui se déroulent au sein dudit système. Nous avons choisi de nous référer spécifiquement au sol tout au long de notre dissertation.

Gestion des sols : Ce terme d'ordre général désigne l'ensemble des actions et décisions individuelles et collectives mises en œuvre à la fin d'assurer la production agricole, la protection des sols, ou la production d'autres services écosystémiques. Des mesures de gestion des sols peuvent ainsi relever de la sphère des décisions techniques ou bien des décisions de gestion tout simplement. Ces actions de gestion ne sont pas forcément positives, mais englobent aussi des décisions pouvant conduire volontairement ou pas à des disservices agronomiques ou environnementaux pour l'acteur concerné, ou d'autres acteurs. En fonction de son impact sur la capacité résiduelle des sols à fournir des services, une mesure de gestion peut être qualifiée de « durable » ou non.

Dégradation des sols : C'est un terme utilisé dans le sens de la diminution physique du stock de sol (Lal et al. 1989). Il se réfère alors à sa dégradation suite aux phénomènes physiques, qui peuvent alors en diminuer la productivité agricole et/ou les autres services écosystémiques fournis. Dans cette dimension physique, la dégradation des sols est souvent estimée par le volume ou la quantité de sols perdus, ou bien par la profondeur du sol agricole diminuée. Même si la dégradation des sols peut impliquer une diminution du stock de capital sol, elle doit en être distinguée, car le stock de capital sol *stricto sensu* sera apprécié sur la base des proxy à partir desquelles ce capital pourra être représenté. Pour l'Organisation des Nations Unies pour la protection de l'environnement (UNEP), une dégradation à l'extrême des terres conduit au phénomène de désertification, qui est défini comme une destruction du potentiel biologique des terres (Nkonya et al. 2011).

Sur un plan strictement économique, la notion équivalente de dépréciation du stock du capital peut correspondre soit à un changement de l'incitation du propriétaire à maintenir son stock de capital (induit par le changement d'une variable externe du modèle) soit par un phénomène transitoire qui permet de passer d'un stock initial de capital sol à un stock optimal. Cette dépréciation ne doit donc pas être interprétée dans tous les cas comme une décision sous-optimale (Ollivier 2010).

La restauration des sols concerne les interventions mises en œuvre pour inverser une dégradation antérieure, par opposition à la *conservation des sols* qui désigne des actions et pratiques préventives pour anticiper sur la dégradation des sols (R. C. Bishop et Welsh 1992; Barbier et J. T. Bishop 1995). Cette différenciation, si elle existe en terme l'analyse technique, ne se perçoit pas parfaitement dans l'analyse économique. En effet, conservation et réhabilitation représentent des investissements privés ou collectifs pour maintenir le stock de capital (conservation) ou bien l'accroître (conservation et réhabilitation). Il faut également noter que du point de vue économique, la conservation des sols est bien plus efficiente et moins onéreuse que sa réhabilitation (Bojő 1991; Bojo 1996).

En définitive, suivant qu'on se retrouve en analyse biophysique ou en analyse économique, on peut distinguer le processus de dégradation/restauration des sols, ou bien celui de dépréciation/restauration du capital sol. Les mesures préventives sont la conservation des sols d'un côté, et la maintenance du capital sol de l'autre.

Partie 1

Problématique de gestion des sols et modélisation du capital sol

Chapitre 2: De la problématique de la gestion des sols dans l'analyse économique⁶

L'objet de ce chapitre est de poser les bases conceptuelles de l'analyse économique de la gestion des sols. Afin d'aborder les problèmes liés aux sols dans l'analyse économique, nous développerons deux perspectives différentes mais complémentaires sur l'analyse de cette problématique, du point de vue des grands cadres qui les ont successivement constitués. En nous appuyant sur une démarche historique, nous essayerons d'expliquer les différentes phases de l'analyse des problèmes liés aux sols cultivés, du point de vue agronomique et environnemental. Pour chacune de ces deux perspectives, nous procéderons à un découpage des grandes phases de la problématique de gestion des sols, dans le but de comprendre le contexte d'émergence du cadre d'analyse et les différentes postures de recherche qui en ont émergé.

Tout d'abord, la perspective agronomique focalisera sur l'usage fondamentalement dédié aux sols, à savoir la production des biens alimentaires. Elle permettra de présenter les différentes phases dans l'analyse des problèmes agronomiques des sols. Par la suite, la perspective environnementale, axée sur la production des biens et services environnementaux, et l'analyse des externalités générées par les pratiques d'utilisation des sols complètera l'analyse faisant apparaître la dichotomie entre objectifs privés et objectifs sociaux..

A la fin de cette première analyse, notre réflexion sera centrée sur les pays d'Afrique subsaharienne. Cette dernière étape consistera en une mise en commun des analyses parallèles menées au préalable, mais en les organisant autour des questions ayant du sens pour la théorie économique. Ainsi, la question de la valeur économique liée aux politiques publiques de gestion des sols et celle liée à l'adoption des mesures de conservation des sols seront spécifiquement abordées.

Enfin, l'adéquation des différents cadres d'analyse, des méthodologies et de l'utilisation des résultats obtenus fera l'objet d'une attention particulière, pour en évaluer la pertinence dans le cadre de la réflexion sur la mise en place d'un cadre unique, permettant d'aborder les enjeux majeurs de la problématique de gestion des sols, et de proposer un cadre conceptuel

⁶ Ce chapitre sera soumis en tant que « Balarabe O., Ali M., Bernoux M., Lifran R. Agronomic and environmental perspectives of soil uses in economic litterature » à la revue *Agriculture, Ecosystems and Environment*..

fédérateur applicable au contexte de la petite agriculture du Sud.

1. Perspective agronomique : L'usage et la gestion des sols en agronomie

La problématique agronomique de la gestion des sols correspond à celle de leur productivité. Elle est aussi ancienne que l'activité agricole elle-même. Pourtant, elle a connu différents périodes dans son développement, entraînant pour chaque période un questionnement différent, et des postures de recherche quelque peu divergentes. Ces différentes périodes comprennent le temps de la fertilité naturelle, le temps de la fertilité minérale, et le temps de la fertilité organo-minérale⁷. Nous allons développer dans la suite la perspective agronomique associée à la gestion des sols en fonction de chaque paradigme de fertilité.

1.1. Le temps de la fertilité naturelle

Pour les économistes classiques et les physiocrates, la fertilité de la terre est une donnée naturelle, et comme telle, les services de production offerts par les sols agricoles n'ont aucun coût. Cette absence de coût fait de la production agricole une activité rentière, et de la terre un facteur de production à part. La terre était alors pour plusieurs économistes classiques un intrant de production non substituable, comme pouvaient l'être le travail et le capital par exemple (Costanza et al. 1997; Turner et Daily 2008).

Durant la phase dite de fertilité naturelle des sols, les réflexions économiques sur les processus de production étaient logiquement orientées vers l'analyse économique du poids des facteurs de production sur le processus de création de richesse en agriculture, plus que sur l'accroissement de la productivité des sols. En agronomie, les travaux ont porté essentiellement sur la caractérisation et la catégorisation des types de sols, et l'identification des déterminants de la différence de productivité ou des potentialités de production (Manlay et al. 2007).

Pendant cette phase, plusieurs courants de pensée pouvaient se distinguer en économie. En opposition aux Physiocrates pour qui la terre était la source primaire de création de valeur, d'autres économistes classiques ont soutenu que le travail est la seule source de création de richesses. Les réflexions d'Adam Smith reliant la richesse de chaque société à la quantité de travail qui la constitue, ou bien celles de Jean-Baptiste Say qui posent l'idée de la gratuité des

⁷ Certains auteurs comme Reboul (1989), Sanchez et al. (1997) et Kabubo-Mariara (2007) lient cette évolution à la pression croissante sur le foncier et sa raréfaction, suivant les hypothèses défendues un peu plus tôt par Boserup.

services offerts par la nature, confortent ce dernier courant de pensée. Au contraire, pour Ricardo, la terre reste une source importante de création de richesse, sans pour autant que les services naturels contribuent à la création d'une valeur d'échange, en raison de leur gratuité, puisque rien n'est payé pour cela. Il faut toutefois noter que cette fertilité naturelle intègre à la fois les caractéristiques inhérentes au sol, mais également celles du milieu (température et pluviométrie).

La principale analyse économique découlant de cette notion de fertilité naturelle a conduit à la théorie de la rente différentielle par Ricardo, dont les principales conclusions ont établi que l'inégalité dans la fertilité naturelle des sols entraîne l'apparition d'une rente foncière, et que le prix des produits agricoles (le blé en l'occurrence) est défini par le niveau de fertilité naturelle des terres les moins fertiles. Pour répondre à des besoins croissants, et pour une technologie agricole donnée, on met d'abord en culture les terres les plus fertiles, puis on exploite les terres selon un ordre de fertilité décroissante.

Dans toute la période associée à la fertilité naturelle, les réflexions ont porté non pas sur l'accroissement de cette fertilité, qui était jugée « donnée » mais vers la répartition de la rente associée. Du point de vue strictement agronomique, les efforts de recherche se sont surtout orientés vers l'identification des déterminants du différentiel de fertilité (Manlay et al. 2007). Cette problématique agronomique va évoluer avec les avancées en chimie, notamment sur l'analyse du cycle des nutriments et les fondements de la nutrition des plantes. A partir de ces travaux, les réflexions de Karl Marx vont renforcer le rôle de la terre comme source de valeur : « *Le travail n'est pas la seule source de création des richesses. La nature est tout autant la source des valeurs d'usage...* » Ce faisant, il fallait progressivement sortir d'une logique « naturelle de la fertilité » dès lors que la terre était reconnue comme un facteur de production à part entière. On est désormais rentré dans la phase de fertilisation minérale, où les sources de productivité ne sont plus essentiellement naturelles, grâce à l'élaboration à venir des premiers composés synthétiques de la fertilisation.

1.2. Le temps de la fertilité minérale

Au milieu du 19^e siècle, les travaux de Von Liebig, un chimiste Allemand, vont jeter les bases d'une conception minéraliste de la fertilité des sols (Farzin 1984; Duquette et al. 2012). Une meilleure compréhension du cycle des nutriments dans le sol et les plantes va ouvrir la voie à la réflexion sur la place des éléments nutritifs comme source principale de la fertilité des sols.

Dans l'analyse agronomique, la fertilité des sols devient un indicateur de performance de l'agriculture, et non plus du milieu naturel. Le concept de systèmes de culture, traduisant effectivement la main mise de l'Homme dans le processus de production, sera initié à partir de ces arguments, bien que défini dans son contenu un peu plus tard. Le principal indicateur utilisé pour définir le niveau de fertilité des sols est donc le rendement des cultures, et les sols ayant des problèmes de fertilité sont ceux fournissant les plus faibles rendements, à niveau d'apports de fertilisants identiques. Le niveau de rendement est essentiellement en relation avec la disponibilité des nutriments du sol, et bientôt il le sera plus avec les apports en éléments nutritifs. La Loi du minimum, ou loi des facteurs limitants, énoncée par Carl Sprengel, puis conceptualisée et popularisée plus tard par Liebig, est le fondement de cette agriculture minéraliste. Elle énonce que :

« le rendement d'une culture est limité par celui des éléments fertilisants qui le premier, vient à manquer, et qu'il convient de compenser le manque par un apport, sous forme d'engrais minéral, complétant le ou les éléments en quantité suffisante ».

Différents travaux sur la fertilité des sols sont exclusivement orientés vers la fertilisation minérale. La répartition des éléments minéraux en éléments majeurs, mineurs et oligo-éléments est entérinée. D'autres travaux basés sur l'importance des éléments minéraux sont venus compléter la loi du minimum. C'est le cas de la Loi de l'Optimum de Georg Liebscher, qui stipule que :

« Les plantes utilisent l'élément de croissance présent en quantité minimale pour leur développement d'une façon d'autant plus efficace que les autres éléments de croissance sont présents dans des proportions optimales ».

Au début du 20^e siècle, La Loi du minimum et de la diminution des rendements du sol énoncé par Alfred Mitscherlich stipule que :

« Chaque facteur de croissance peut avec son intensité propre (facteur d'efficacité), contribuer à augmenter le rendement. Toutefois, compte tenu du fait qu'on s'approche de la limite du rendement maximal, le gain supplémentaire de rendement est, par comparaison, nettement plus réduit. »

Les travaux en agronomie qui ont suivi ont porté sur le poids de chaque élément nutritif dans l'expression du rendement, faisant alors de l'agronomie, une science principalement axée sur

les relations entre les éléments nutritifs disponibles et le rendement des cultures. Dans le cadre de ces travaux, différents exercices de modélisation de la dynamique des éléments nutritifs (azote, potassium, phosphore), de même que les cycles biogéochimiques déterminant la productivité des cultures ont été élaborés (cycle de l'eau, de l'azote, du carbone, etc.).

L'analyse économique dans cette phase dite de « fertilité minérale » a consisté en l'élaboration des fonctions de production des cultures (et donc du sol), au même titre qu'en économie manufacturière. Ces travaux, en portant sur les coûts associés à l'usage des éléments nutritifs et à la valeur des produits agricoles, ont permis de construire la notion de fertilité économique, suggérée par Alfred Marshall, et développée plus tard par d'autres auteurs. Pour Marshall, *« les terres les plus fertiles sont celles qui donnent les rendements moyens les plus élevés pour une grande dépense de capital et de travail. S'il n'en est pas ainsi, les plus fertiles sont celles qui donnent les meilleurs rendements pour les premières doses de capital et de travail »*.

Par la suite, la mise au point du procédé d'extraction de l'azote atmosphérique a permis l'émergence d'une agriculture apparemment affranchie des contraintes de gestion de la fertilité naturelle du sol. Cela a conduit les économistes à appliquer à l'agriculture les concepts de fonction de production, par analogie avec l'économie manufacturière. Dès lors, pour les économistes néo-classiques, il n'y a pas de différence entre la terre et les autres facteurs de production. Le « capital foncier » a une valeur qui est égale à la capitalisation des rémunérations que le propriétaire foncier pourra retirer de l'affermage de ses terres. Et cette rémunération est elle-même égale, dans un contexte de marchés complets et parfaits, à la productivité marginale partielle de la terre. Le modèle est ainsi cohérent, et relativise fortement le concept de rente foncière en même temps que celui de la matière organique des sols.

Plus tard, Fromont, puis Gasparin vont contribuer à définir plus précisément la fertilité économique, comme étant une notion basée non pas uniquement sur l'optimalité des rendements, mais également sur l'optimalité des coûts de travail et de capital (Reboul 1989). Sur le plan des politiques publiques, il a fallu attendre les années 60 et la révolution verte pour apprécier une initiative à l'échelle mondiale de l'application du concept de fertilisation minérale.

La révolution verte a consisté en une politique à grande échelle dédiée à la transformation des agricultures des pays en voie de développement, initiée vers les années 60. Elle est fondée sur une intensification basée sur l'utilisation des variétés à haut potentiel de production, l'utilisation des engrais minéraux et d'autres pesticides, et une place importante pour l'irrigation des cultures. Elle constitue la mesure de politique publique qui a scellé le paradigme de la fertilité minérale des sols dans les pays en voie de développement (Quifiones et al. 1997; Evenson et Gollin 2003).

L'évaluation de cette initiative a permis de distinguer deux phases différentes d'évolution des indicateurs de productivité agricole, et de comprendre le déclin de la vision minéraliste (Bekunda et al. 1997; Bationo et al. 2007a). La première phase correspondant à un accroissement des indicateurs de la productivité agricole, n'a pas permis de percevoir les prémices de dégradation des sols. Il a fallu attendre la deuxième étape, marquée par la stagnation, puis la baisse des rendements des cultures, à niveau d'intensification constante, puis croissante pour que cette problématique émerge (Pieri et al. 1989). En réalité, c'est le début de la manifestation des problèmes de fertilité des sols liée à une gestion exclusivement minérale de cette fertilité, et à d'autres facteurs. Dans un premier temps, les agronomes ont tenté d'expliquer la baisse de rendement par une baisse de la disponibilité d'éléments fertilisants dans le sol (*Nutrients depletion*). La réponse suggérée consistait en une meilleure conservation des éléments nutritifs, notamment par le contrôle de l'érosion (Roose et Ndayizigiye 1997; Barthès et Roose 2002). D'autres solutions agronomiques proposées ont porté sur la recherche des besoins minéraux précis des cultures, et leur mise en adéquation avec l'offre minérale du sol. On parle alors de « *Nutrient balance approach* ».

Dans les pays du sud, l'impact de la révolution verte semble mitigé, notamment en raison des contraintes à l'accès aux intrants par les petits agriculteurs, et de l'effet de la mécanisation et de l'intensification sur la gestion du capital naturel (Evenson et Gollin 2003). En effet, les contraintes de liquidité font que malgré leur attrait, les engrais minéraux restent une alternative de dépense dont le coût d'opportunité pouvait se relever élevé, lorsque comparé aux autres besoins financiers du ménage.

Avec le constat de cette insuffisance d'une gestion exclusivement minérale de la fertilité des sols, la recherche s'est intéressé aux raisons de la dégradation de ces sols, et a focalisé sur l'érosion des sols, en raison de sa perception, sa visibilité et son impact par rapport aux autres formes de dégradation des sols. Plusieurs études ont essayé de faire une typologie de

l'érosion, et d'identifier les facteurs et l'impact des différents types d'érosion sur la productivité des terres. Ces travaux ont progressivement inclus les effets chimiques de l'érosion à leur effet physique, alors retenus car étant plus facilement perceptibles. Progressivement, l'analyse du problème agronomique de la dégradation de la fertilité des sols a intégré, en plus de la perte en éléments nutritifs, les aspects de gestion organique des sols. Les travaux en agronomie ont alors progressivement évolué en intégrant d'autres qualités intrinsèques des sols, notamment celles relevant l'importance d'une gestion organo-minérale (Roose et Ndayizigiye 1997; Barthès et Roose 2002).

Au sortir de la Seconde Guerre mondiale, en réponse à l'accroissement de la population mondiale grandissante, l'intensification des cultures basée sur la mécanisation a entraîné une érosion sans précédent. Aux Etats-Unis, les études sur le Dust-Bowl ont attiré l'attention de la communauté scientifique sur les méfaits de cette intensification reposant notamment sur le labour intensif avec des charrues à disques (Burt 1981; D. J. Walker 1982). Une demande sociale très forte, ainsi que la préoccupation de la communauté scientifique, ont convergé vers une nouvelle forme d'agriculture plus soucieuse de la durabilité, à mesure de préserver les nutriments, de réduire l'usage des énergies fossiles, de maintenir les fonctions agricoles et environnementales des sols, et qui serait ainsi plus adaptée sur le plan écologique et économique pour l'ensemble de la planète. C'est cela qui a amené l'intérêt pour la préservation de la qualité biologique des sols et des agrosystèmes, et le regain d'importance de la composante organique de la fertilité des sols (Griffon 2006; Manlay et al. 2007).

1.3. Le temps de la fertilité organo-minérale

D'après Manlay et al. (2007), le dernier temps dans l'analyse agronomique de la fertilité des sols a été le temps de la systématisation, et de la construction complète de la notion de fertilité, sur le plan agronomique. Cette phase dite « organiciste », correspond à celle où la matière organique du sol est définitivement admise par les scientifiques comme étant un facteur essentiel contrôlant la capacité des sols à fournir des services agricoles et environnementaux, sur le plan local et global.

La considération de la dimension organique de la fertilité des sols était déjà implicitement contenue dans la pensée agronomique pré-Liebig, notamment à travers l'existence et les définitions progressivement données au terme « humus ». Si aujourd'hui ce terme désigne la partie superficielle inerte de la matière organique des sols provenant de la décomposition

microbienne des plantes et des substances animales, d'après Manlay et al. (2007), il a progressivement désigné le sol ou bien l'horizon superficiel du sol, puis une composante du sol (concept de *humus-constituent* de Thäer), et enfin un principe (concept de *humus-principe* de Rusch) où il est une substance formant un tissu primitif constitué d'agrégation de substances vivantes, organiques et minérales constituant la force motrice de la fertilité. Ces différentes définitions traduisent en fait une interprétation erronée de la fonction agro-écologique qu'assure la matière organique des sols dans la fertilité. Le rôle important attribué par les agronomes à l'humus à travers ces définitions successives, laissait penser, malgré tout, à la place importante qu'il convient d'attribuer à la matière organique du sol.

Dans la phase de la théorie de la nutrition minérale des plantes de Liebig, les interrogations sur la composante organique de la fertilité se sont limitées à l'identification des grands cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote, puis le pouvoir d'adsorption des éléments nutritifs et leur relation avec la fraction organique des sols. D'autres travaux ont été marginalement menés sur les différentes formes d'humus et leur agrégation (Robinson et al. 2009c). D'une manière générale, la période minéraliste a connu son apogée pendant les 30 années qui ont suivi la seconde guerre mondiale, avec les politiques de forte subvention de l'agriculture intensive en Europe et en Amérique du Nord, puis la révolution verte dans les pays en voie de développement. A ce jour, les raisons expliquant ce changement de paradigme se retrouvent non seulement dans les avancées sur la compréhension des mécanismes liés au cycle de la matière organique des sols et celui des nutriments, mais aussi dans le développement progressif des sciences de l'écosystème, alimenté par une préoccupation sociale croissante au sujet d'une agriculture plus soucieuse de l'environnement. Dit autrement, la fertilisation minérale est de plus en plus mal perçue par la Société, en raison des liens qui sont établis alors avec la pollution des nappes et l'eutrophisation des eaux entre autres (Loehman et Randhir 1999).

C'est à partir des années 1950 que les travaux précurseurs de la phase organiciste dite encore « agro-écologique » ont été initiés. Sur le plan agronomique, ces travaux ont été structurés en différents ensembles. Il y a d'abord eu : a) les réflexions méthodologiques et conceptuelles ayant permis une meilleure compréhension du processus d'élaboration des matières organiques du sol, leurs rôles et leur classification, b) l'identification des processus de dégradation des sols et des alternatives techniques assurant une meilleure intégration de la dimension organique dans la gestion des sols (agriculture organique, engrais verts, fumure organique, agroforesterie, les techniques culturales simplifiées, le non-labour, les systèmes de

cultures sous couvert végétal, etc.) et une meilleure compréhension des mécanismes les encadrant, c) plus récemment les réflexions sur l'importance de l'agriculture (et des sols) dans la séquestration des gaz à effet de serre et le changement climatique.

Concernant les processus de décomposition de la MOS (matière organique des sols), les travaux ont porté sur l'identification des types et du rôle de la matière organique du sol, et leur processus de décomposition (Swift et al. 2004). Des définitions de plus en plus précises de la matière organique des sols ont permis de mieux identifier son rôle dans le processus de production agricole. On est donc passé du concept de « MOS comme compartiment de l'écosystème », à celui de « MOS comme composante du sol ». Cette dernière définition de la MOS a permis de distinguer les deux grands pools qui la constituent, à savoir la fraction labile et la fraction stable, lesquelles n'ont pas la même susceptibilité à subir une transformation (Sá et al. 2009).

Les travaux portant sur les mécanismes de dégradation des sols ont également constitué une grande préoccupation des scientifiques pendant cette phase organo-minérale (Wyatte, 1997). Ainsi, Les travaux de l'IITA⁸ en Afrique centrale ont fortement contribué à une meilleure compréhension des processus de dégradation des sols, et leurs déterminants (Lal et al., 1989; Lal, 1991; Lal, 1993). Ces études ont par exemple montré que dans les processus de dégradation des sols, les actions physiques, chimiques et biologiques en sont les effets, tandis que les facteurs (causes) de cette dégradation sont d'ordre naturel, ou anthropique. Parallèlement, les interactions entre les aspects organiques et minéraux dans la gestion des sols ont été mises en évidence. Cet intérêt pour une gestion organique des sols a réanimé le débat sur l'intérêt de l'utilisation de la fumure organique par rapport aux seuls engrais minéraux, comme celui de l'impact du travail du sol sur la dynamique de la matière organique (Sá et al. 2009). Désormais, les déterminants de la fertilité des sols sont mieux compris, et les solutions préconisées sont plus globales. Elles concernent aussi bien la gestion de la matière organique (production et conservation des biomasses agricoles) que les apports en fertilisants minéraux, et la lutte contre l'érosion des sols et les autres formes de dégradation (Roger-Estrade et al. 2010). La relation entre les modèles agronomiques des éléments fertilisants et la dynamique de la matière organique désormais évaluée à travers la dynamique du carbone est désormais établie.

⁸ International Institute for Tropical Agriculture, basé à Ibadan au Nigéria.

Sur le plan économique, les réflexions « organicistes » ont dans un premier temps mis l'accent sur l'estimation des coûts liés à l'intensification agricole, avec un accent particulier sur les coûts liés à l'érosion des sols (Alfsen et al. 1996; Barbier 1996; Almansa et al. 2011; Nkonya et al. 2011). Par la suite, un intérêt particulier a été porté aux conditions d'adoption des alternatives assurant une meilleure prise en compte de la composante organique dans la fertilité des sols (Barbier 1988; Baidu-Forson 1999; Amsalu et De Graaff 2007).

Dans le contexte spécifique des pays du Sud, l'intégration de la dimension organique dans la gestion des sols a un impact considérable sur les valeurs économiques des agents. En effet, dans ce contexte de libre accès aux résidus des cultures, réintégrer une dimension organique dans les pratiques de gestion de la fertilité revient à questionner les règles collectives régulant l'accès aux ressources en biomasses végétales. Cette nouvelle problématique, tout en se rajoutant à celle de la contrainte de liquidité des petits exploitants, redéfinit le nouveau cadre d'analyse économique de la gestion des sols.

Toutes les réflexions initiées en partant de l'érosion et de la dégradation des sols cultivés ont introduit le questionnement relatif à la durabilité de la gestion des sols et des systèmes de culture. L'émergence des travaux sur le développement durable et les perspectives ouvertes par la nécessité de sauvegarder les fonctions et services assurés par les écosystèmes naturels et anthropisés qui désormais ne sont plus vus comme étant infinis et gratuits, a permis de faire émerger une perspective environnementale dans la gestion des sols.

2. Perspective environnementale dans l'analyse de la gestion des sols

« Pourtant, cet élément, qui par ses fonctions dans l'alimentation des plantes, l'épuration des eaux, la neutralisation des substances toxiques, etc., joue un rôle central dans l'ensemble des phénomènes concourant à la vie continentale ; qui est limité en surface, mais dont la capacité de production peut être entretenue indéfiniment et accrue ou diminuée et même ruinée selon les pratiques culturelles, n'est pas et ne sera jamais une marchandise comme une autre. L'ignorer risque être lourd de conséquences écologiques » (Reboul 1989).

Historiquement, la prise en compte des questions environnementales dans l'analyse économique de la gestion des sols par les économistes classiques n'avaient pas préjugé des possibilités d'une reproduction indéfinie des ressources renouvelables. Cette perspective s'est

développée tardivement (années 1970), sous l'effet du cadrage utilitariste des bénéfices liés aux fonctions et services écosystémiques, dans le but d'accroître l'intérêt public sur la biodiversité et la conservation des ressources naturelles (Gómez-Baggethun et al. 2010). Dans le même temps, les travaux portant sur les coûts environnementaux liés aux pratiques de gestion de la fertilité des sols ont émergé, complétant ainsi un cadre d'analyse qui manquait à une vision essentiellement agronomique. Progressivement, le cadre conceptuel s'est consolidé en empruntant aux travaux sur les services écosystémiques, appliqués aux milieux cultivés (Costanza et al. 1998). Les réflexions sur les services écosystémiques, démarrées dans les années 70, ont vu un regain d'intérêt à partir des années 90 avec la synthèse du Millenium Ecosystem Assesment (de Groot et al. 2010). Dans le même temps, différents auteurs se sont penchés sur les justifications de l'attribution d'une valeur aux services écosystémiques (Salles 2011; de Groot et al. 2012). L'évaluation économique des conséquences liées aux décisions de gestion des sols a alors été inspirée par le cadre conceptuel des services écosystémiques, avec les espaces cultivés considérés comme un écosystème, auquel on se réfère alors par « agrosystème ». Ce cadre conceptuel organise les différents services écosystémiques en services de production (ou d'approvisionnement, ou de prélèvement, ou encore de fourniture), services de régulation, services culturels, et services de support (ou d'auto-entretien) (R. S. De Groot et al. 2002; Costanza R. et al. 1998; Dale et Polasky 2007; Dominati et al. 2010a; Nelson et al. 2009).

Les travaux sur les services environnementaux liés aux sols ont été initiés suite à l'apparition des premiers effets des pollutions d'origine agricole affectant l'environnement (cours d'eaux et nappe phréatique surtout) par l'utilisation des engrais minéraux et des pesticides. Par la suite, l'analyse des externalités environnementales causées par les pratiques accélérant l'érosion des sols a mobilisé les mêmes outils et méthodes des sciences environnementales. Dans les pays en voie de développement, ces aspects de pollution environnementale ont été délaissés au profit des effets et répercussions directes sur les fonctions de production agricole jusqu'à très récemment avec les échecs des politiques publiques de conservation des sols (Erenstein 1999). Par contre, les externalités environnementales liées à l'érosion ont été partiellement prises en compte dans le cadre d'une approche collective pour les aménagements des espaces de culture dans les programmes de la lutte contre l'érosion.

Sur le plan individuel, les pratiques d'utilisation des sols par un exploitant peuvent avoir des répercussions ou effets *off-site* sur les exploitants situés en aval, notamment en terme d'impact de l'érosion, et plus marginalement de salinisation ou transfert d'éléments

fertilisants dans les périmètres irrigués par l'utilisation mal contrôlée des engrais azotés (Foley et al. 2005). Il s'agit alors suivant le cas, d'externalités positives ou négatives. Sur le plan des processus physiques, l'effet de l'érosion sur une parcelle amont entraîne nécessairement des conséquences sur les parcelles situées en aval en terme d'impact des transports de sédiments sur la productivité de ces parcelles, ou encore en terme de coût supplémentaire du contrôle de l'érosion sur les parcelles aval. De même, pour ce qui concerne la pollution par les intrants agricoles, les mêmes externalités peuvent être rencontrées, et même exacerbées par un processus d'érosion (Roose et Ndayizigiye 1997).

Les services environnementaux liées à la gestion de la fertilité des sols ont émergé dans un premier temps avec le développement de l'agroforesterie et l'emprunt des avantages écosystémiques liés à la séquestration du carbone par les peuplements forestiers naturels, puis se sont consolidés plus récemment avec les études établissant l'effet des pratiques de gestion du sol (zéro labour ou travail minimum) sur la biodiversité de la faune du sol (Brévault et al. 2007, et Sharma et al. 2011), et la séquestration du carbone (Robinson et al. 2009c). Les plus récentes réflexions portent sur la rémunération de ces services écosystémiques liés aux pratiques agricoles par des incitations économiques (Pagiola et al. 2005, et Engel et al. 2008). Dans l'ensemble, cette perspective environnementale peut également être subdivisée en trois phases distinctes.

2.1. Phase 1 : Le problème de la pérennisation de la fertilité des sols

Dès le départ, l'analyse économique focalisera son intérêt sur les seules aptitudes intrinsèques des sols, sans préjuger des possibilités d'une reproduction indéfinie des ressources naturelles renouvelables dont elle faisait alors partie. Marx, qui ne réduisait pas la fertilité des sols à un phénomène purement naturel, a pourtant omis de prendre en compte la dégradation des sols dans le modèle du cycle du capital (Reboul, 1989).

Olivier de Serres, fut l'un des tout premier à formaliser ce souci de pérennisation de la fertilité des sols, à travers son concept de « gestion en bon père de famille », reproduit dans le code rural français (De Serres, 1804). Il s'agissait alors d'une agriculture qui crée durablement les conditions de sa propre reproduction.

Au départ du questionnement sur la pérennité de la productivité agricole, la prépondérance de la gestion minérale de la fertilité avait le dessus sur une gestion écologique, intégrant la dimension organique. Ainsi, Aune (1893), propose déjà une définition de l'entretien de la

fertilité des sols comme étant le remplacement des éléments nutritifs prélevés par les récoltes, le ruissèlement, le lessivage, l'érosion et d'autres causes. Envisager alors une perspective durable dans cette phase minéraliste revenait à raisonner la pérennité de la disponibilité des éléments nutritifs majeurs. Cette réflexion est menée grâce au développement du concept de « Nutrient capital », ou « capital de nutriments » entérinée par un groupe de travail du Soil Science Society of America (SSSA)(Buresh et al. 1997; Giller, Cadisch, et al. 1997; P. A. Sanchez et al. 1997).

Le capital de nutriments est défini par (Sanchez et Palm 1996) comme étant le stock d'azote, de phosphore et des autres éléments essentiels dans le sol et pouvant être disponible à la plante dans une échelle de temps de 5 à 10 ans. En identifiant ainsi les principaux éléments nutritifs critiques pour l'alimentation des plantes, Ces deux auteurs contribuent à construire les concepts de Capital Azote, et Capital Phosphore, comme étant les composantes principales du capital en éléments nutritifs. L'usage ainsi fait du mot « capital » correspond plus au sens de stock qu'à celui du concept économique de capital, ce qui peut engendrer par la suite de nombreuses incompréhensions et des débats sans fin. La durabilité de la fertilité des sols, est ici questionnée comme correspondant à la constance de la disponibilité des éléments nutritifs majeurs, notamment ceux pour lesquels il est établi qu'il existe un risque de carence (Bekunda et al. 1997). Giller et al. (1997) ont par exemple démontré que la capacité des sols à stocker de la matière organique, principale réserve d'azote, ainsi que les stratégies de reconstitution des réserves d'azote sont les deux facteurs qui détermineront la durabilité de gestion du capital azote. Pour ce qui est du phosphore, une ressource épuisable marquée par une forte spécificité d'actifs et dont la seule source primaire est la réserve des sols, la durabilité de sa disponibilité dépendra des politiques de gestion des pays producteurs, et des politiques d'appui aux stratégies de recyclage après usage (Smit et al. 2009; Cordell et al. 2011).

Cette vision minéraliste incomplète de la perspective de durabilité liée à la fertilité des sols sera complétée par d'autres travaux, portant cette fois sur une vision intégrant la dimension organique de la fertilité. Des travaux en termes de capital naturel ont alors été conduits, et ont porté sur une double dimension de gestion minérale et organique. On peut notamment citer les travaux de Dale et Polasky (2007), Ekbom (2007), et Dominati et al. (2010a).

2.2. Phase 2 : L'identification des services et disservices environnementaux

Bien avant que l'écologie ne constitue une discipline scientifique à part entière, des économistes classiques avaient fait explicitement état de la contribution des services rendus par les « agents naturels » ou forces naturelles ». Pourtant, cette contribution d'après eux était à mettre en relation uniquement avec leur valeur d'usage, alors même qu'il reniait aux services naturels un rôle dans les échanges, étant donné qu'ils étaient considérés comme étant gratuits (Gómez-Baggethun et al. 2010).

Plus récemment, différents travaux ont porté sur les services environnementaux liés à la gestion des sols. Ces services ou disservices environnementaux, encore appelés externalités agricoles, sont définis par Barbier (1996) comme étant des coûts ou bénéfices liés au processus de production agricole qui ne sont pas reflétés dans les prix du marché.

Daily (1997), et Costanza et al. (1997) puis tout récemment Daily et Matson (2008) ont défini les services écosystémiques comme étant le flux de bénéfices tirés du stock de capital naturel et servant à satisfaire les besoins des êtres humains, et en même temps, à répondre à d'autres nécessités. Ces services dérivent des fonctions écosystémiques que De Groot et al. (2002) ont défini comme étant la capacité des écosystèmes (dont les sols cultivés) à fournir des biens et services pour satisfaire directement ou non les besoins humains.

Les travaux du Millenium Ecosystem Assesment (MEA) ont regroupé les services liés à chaque écosystème en quatre ensembles (Millenium ecosystem Assessment, 2005). Pour l'écosystème sol, les services de fourniture, incluant la production de bien alimentaires, eau, bois, fibres et autres ressources génétiques, ont été considérés comme prioritaires. Ce groupe constituent les services de production, et suscite de ce fait une attention particulière en terme de rationalité individuelle, au contraire des autres services (régulation et support) produisant un bien environnemental collectif. Les services culturels comprenant la récréation et le service esthétique forment un ensemble à part, constituant un bien public. En général, les services de régulation et de support constituent les principaux services environnementaux au sens strict fournis par l'écosystème sol, et qui sont considérés dans l'analyse de la durabilité (Dominati et al. 2010a).

Comme service de régulation, Dale et Polasky (2007), Swinton et al. (2007), Dominati et al. (2010a) ont identifié le rôle de filtre des sols dans la gestion des autres écosystèmes, leur rôle

dans la régulation climatique, et enfin, leur rôle dans la conservation de la biodiversité. Comme service de support, les sols servent de réservoirs d'éléments nutritifs pour les plantes et les animaux, et constituent l'une des sources les plus importantes de prélèvement naturel. Il faut noter qu'au sens du MEA, certains services de support des sols peuvent se confondre avec les services de production, et de ce fait, certains auteurs les mettent ensemble (Scott M. Swinton et al. 2007; D. H. Wall et al. 2012).

Au contraire des services environnementaux des sols, les disservices ou coûts environnementaux de la gestion des sols ont été peu abordés à travers le MEA. Pourtant, plusieurs travaux portant sur l'impact de l'agriculture ou les coûts de l'érosion et de la dégradation des terres s'y sont appesantis. Barbier (1990, 1996 et 1997), a par exemple regroupé ces disservices environnementaux suivant l'échelle de leur impact. Sur le plan individuel, seuls les effets on-site, c'est à dire ayant un impact sur la fonction de production de l'exploitant, ont de l'intérêt pour ce dernier. Les effets off-site, c'est à dire ceux ayant des coûts externes, n'ont de l'intérêt que pour les autres exploitants ou bien la Société entière. D'ailleurs, l'analyse des effets off-site pour la communauté a constitué le point de départ de l'analyse environnementale des problèmes de gestion des sols (Tenywa et Bekunda 2009; Bekunda et al. 2010).

Les principaux exemples de disservices environnementaux liés à la gestion des sols concernent : la pollution des eaux en aval, la sédimentation aval due à l'érosion, l'impact sur les activités agricoles, de pêche, et industrielles en aval, l'impact sur la disponibilité de l'eau, les sécheresses et le cycle des inondations (De Groot et al. 2002; Barbier 1996).

Les réflexions sur les externalités environnementales liées à la gestion des sols ont entraîné progressivement leur prise en compte dans une perspective de développement durable, en considérant des mesures de politiques publiques permettant de prendre en compte ces coûts et bénéfices dans les différentes fonctions de production et assurer ainsi leur insertion dans les marchés de services, et leur internalisation par les acteurs, pour une meilleure prise en compte de la conservation.

2.3. Phase 3 : La définition du paiement et des marchés pour services écosystémiques

Le concept de services écosystémiques, au départ essentiellement axé sur un rôle pédagogique sur l'intérêt de prendre en compte la conservation du capital naturel, s'est progressivement

mué en un outil efficace pour monétariser ces services, comme tout autre bien de marché (Gómez-Baggethun et al. 2010). Les paiements pour services écosystémiques (PES) et marché de services écosystémiques (MES) sont nés des différents courants de pensée suggérant que le cadrage utilitariste des préoccupations écologiques et les stratégies de marché pouvaient avoir de l'incidence sur la manière de percevoir les rapports des humains avec la nature, de manière à ce que, à long terme, la conservation soit privilégiée (Engel et al. 2008; Gómez-Baggethun et al. 2010). Il faut toutefois noter que les premières mesures de politiques publiques pour supporter les services écosystémiques rendus par l'agriculture sont antérieures à la définition même de ces services. C'est le cas de la reconnaissance de multifonctionnalité de l'agriculture dans la Politique Agricole Commune, d'abord comme gage de service récréatif, puis par la suite, comme pourvoyeuse de services de régulations et de support.

Les principaux instruments de marché pour stimuler l'incitation économique pour la conservation des sols sont les marchés et les paiements des services écosystémiques. Leur émergence relève des avancées des travaux sur l'évaluation monétaires de ces services. Dans le cadre des marchés de services écosystémiques, on peut citer le marché du carbone, pour lesquelles plusieurs initiatives pilotes sont lancées, et calquées sur le modèle du carbone forestier. Dès 2000, différents cadres institutionnels ont encouragé cela, à l'instar du « United Kingdom Emissions Trading Scheme (ETS) impliquant des entreprises dans un accord sur le changement climatique avec le Gouvernement. Une autre initiative privée est le Chicago Climate Exchange institué en 2003.

Les Paiements pour Services écosystémiques sont définis comme étant des transactions volontaires et conditionnelles, sur des services écosystémiques préalablement définis, entre au moins un vendeur et un utilisateur. L'idée fondamentale justifiant ce mécanisme est la compensation des producteurs par les bénéficiaires du service fourni (Engel et al. 2008; Jack et al. 2008).

Les interrogations sur les instruments économiques permettant d'assurer une gestion durable des sols ont été initiées dès les années 1990 (Costanza et al. 1997; De Groot et al. 2002). Les questions principales ont concerné l'adéquation des méthodes de financement de l'investissement pour les services écosystémiques. Notamment, les conditions de faisabilité des schémas de financement, l'évaluation des services environnementaux rendus, la taille et la prise en charge des coûts de transaction, l'implication des bénéficiaires dans les schémas de

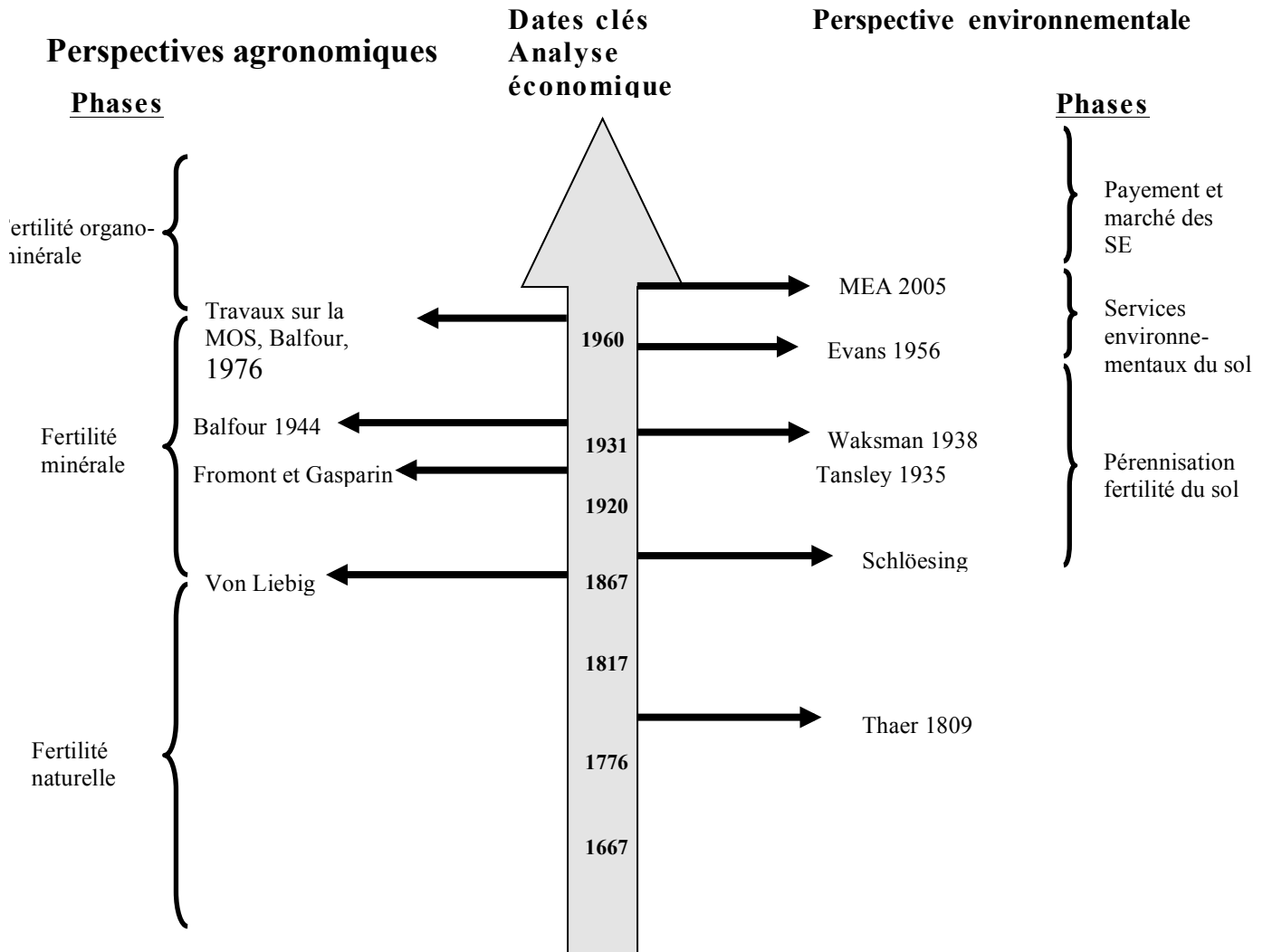
paiements, etc (Jack et al. 2008).

Plus récemment, différentes organisations et travaux de recherche ont établi que la dégradation des services écosystémiques peut être freinée par le Paiement pour services écosystémiques ou environnementaux (PES). Pagiola et al. (2005), Engel et al. (2008) ont argumenté que ces transferts, peuvent non seulement assurer la préservation de ces services, mais en plus le transfert des ressources des consommateurs de ces services vers les producteurs. En agriculture, malgré de multiples interrogations sur les modalités de mise en œuvre de ces PES, les services inclus jusque là concernent la séquestration du carbone par les sols cultivés, la protection des paysages, et accessoirement certaines fonctions liées à la qualité et à la quantité de l'eau pour les utilisateurs aval d'un bassin versant (Pagiola et al. 2005; Gómez-Baggethun et al. 2010). Concernant surtout la rémunération de la séquestration du carbone par les sols agricoles, la principale contrainte à la mise en application à grande échelle de ces outils dans les politiques publiques de conservation des sols reste d'une part l'absence de référence agronomique fiable sur les quantités de carbone séquestrées par chaque système de culture, et d'autre part, l'incertitude sur le mécanisme économique le plus incitatif à l'échelle individuelle et collective.

Tableau 1: Déterminants des deux perspectives agronomique et environnementale liées à l'étude des sols

Paramètres/Perspectives	Agronomique	Environnementale
Phasage	3 phases : La fertilité naturelle, la phase minéraliste, la phase organiciste	3 phases : Durabilité agricole, services écosystémiques, et marchés et paiements pour services écosystémiques
Travaux fondateurs	Economistes, Von Liebig	Pigou (1920), Hotelling (1931), Coase (1960), Hardin(1968) Costanza (1997), Daily (1997), MEA (2005)
Fondements de l'analyse économique	La place de la terre dans la production des richesses	Les fonctions et services des sols cultivés, non rémunérées par le marchés
Spécificité de l'Afrique Sub-saharienne	Accès difficiles aux intrants et aux crédits	Droits de propriété collectifs sur les ressources naturelles

Source : compilation de l'Auteur



1667 : les travaux de William Petty portant sur la Terre, le Travail et la Valeur

1776 : les travaux de Adam Smith sur la Richesse des Nation et traitant du travail et de la valeur

1817 : les travaux de David Ricardo sur la Terre comme une contrainte à la valeur

1867 : les travaux de Karl Marx sur le Travail comme base de la valeur d'échange

1920 : les travaux de Arthur Pigou portant sur la résolution des externalités par l'introduction de taxes

1931 : l'ouvrage de Harold Hotelling portant l'économie des ressources non renouvelables

1960 : les travaux de Ronald Coase sur l'importance des droits de propriété pour résoudre le problème d'externalité.

Figure 2: Construction de la perspective agronomique et environnementale dans l'analyse économique des sols (Source : Compilation de l'Auteur)

3. La gestion des sols dans l'analyse économique

Dans l'analyse économique, les problèmes de gestion des sols renvoient à différentes problématiques de recherche, comprenant la quantification de l'impact des différentes pratiques de gestion de la fertilité des sols, et celui de la dégradation des sols. Il s'agit d'une perspective d'évaluation économique associée à la fois aux mesures de conservation des sols et à leur dégradation. La deuxième perspective, liée à la compréhension des causes de la dégradation des sols, s'intéresse aux conditions d'appropriation des mesures de conservation, ou à la rationalité des acteurs face aux choix d'investissement pour la conservation des sols. On parle alors de l'école de l'adoption des mesures de conservation des sols.

3.1. La Fertilité, comme résultante des comportements économiques des agriculteurs

Au centre de toute l'analyse économique des pratiques de gestion des sols se trouve une définition de la fertilité comme étant une résultante des comportements économiques des agriculteurs. Karl Marx mettait déjà en relation les différences de fertilité, sources de rente ricardienne, avec les aptitudes intrinsèques des sols mais aussi avec leurs conditions techniques d'exploitation. Plus récemment, Sebillotte (1993) a donné une définition plus consensuelle de la fertilité des sols, en la reliant à la fois à l'usage qu'en fait l'agriculteur, mais aussi à la capacité d'intervention de ce dernier. La fertilité des sols n'est donc plus uniquement perçue comme un ensemble de caractéristiques physiques, chimiques et biologiques, tout comme elle n'est pas une valeur absolue, mais dépend des objectifs de production visés par l'agriculteur et de ses capacités d'intervention (accès aux ressources). Pour comprendre alors le comportement d'un agriculteur rationnel face aux différentes alternatives de gestion des sols, un ensemble de travaux portant sur les valeurs économiques associées à chaque alternative est initié, que nous regrouperons sous le vocable d'école de l'évaluation, par opposition à l'école de l'adoption (Erenstein, 1999).

L'école de l'évaluation, comme le définit Erenstein (1999), englobe l'ensemble des études visant à quantifier les valeurs économiques (coûts, bénéfices et effets) associées à la conservation des sols. Plus spécifiquement, ces études focalisent dans un contexte donné, à vérifier si les conditions de mise en œuvre de la conservation des sols sont garanties. Les études évaluatives aident également à comparer entre différentes alternatives de conservation,

ou bien à justifier la décision d'investir dans la conservation, par rapport à d'autres investissements alternatifs. Différentes méthodes d'évaluation peuvent être mobilisées, et regroupées suivant qu'elles mobilisent ou pas la courbe de la demande. De manière générale, il apparaît que chaque méthode d'évaluation semble plus appropriée au types de valeurs (on-site ou off-site), mais également que l'évaluation économique est typiquement imparfaite (Erenstein 1999).

Une grande insuffisance des travaux en terme d'évaluation économique est d'avoir faiblement pris en compte la dimension environnementale des services rendus par les sols, en les résumant à leur rôle productif. Par ailleurs, d'autres insuffisances sont liées à la préférence des approches discrètes, aux difficultés liées au choix d'un taux d'actualisation, et enfin à l'absence et à l'inadaptation des données empiriques sur la conservation des sols. La conséquence de cette non prise en compte des services écosystémiques des sols est de réduire l'évaluation aux valeurs d'usage, c'est à dire liée aux services de production, et très peu à leurs valeurs d'existence ou de non-usage. Dès lors, les décisions d'investissement pour le capital sol reposant uniquement sur un retour en terme de services productifs reposent sur le flux de revenus productifs générés par cet investissement, alors même que les études plus récentes ont démontré que les services environnementaux peuvent être bien plus importants que ceux liées à l'augmentation de la productivité agricole (Dominati et al. 2010a; Nkonya et al. 2011).

De manière chronologique, les réflexions ont porté tour à tour sur les travaux d'évaluation des coûts économiques de la dégradation des sols, puis plus spécifiquement, on retrouve l'ensemble des travaux sur les coûts de l'érosion. Ces travaux, sans être axés sur les solutions, ont permis de justifier la nécessité d'intervenir pour réduire la dégradation des sols. Ils sont donc à la base de l'argumentation théorique pour la conservation des sols. Parallèlement, divers travaux ont été initiés pour évaluer les différentes alternatives techniques de conservation des sols, permettant ainsi d'obtenir un cadre conceptuel d'arbitrage entre différentes possibilités, et donc de fonder les politiques publiques en matière de conservation de sols sur une double justification théorique des coûts de la dégradation et de la rentabilité des investissements pour la conservation des sols. L'analyse des valeurs économiques associées aux problèmes de la fertilité des sols pour l'ensemble de la société a constitué le premier temps dans le développement de ces travaux. Les premières analyses ont logiquement porté sur les conséquences de la dégradation des sols, dérivées à partir des fonctions de production agricole individuelles, puis par la suite ont pris en compte d'autres acteurs, pour aboutir aux conséquences d'un point de vue productif pour l'ensemble de la société. En

partant de ces valeurs, les coûts associés à la dégradation des sols, de même que les bénéfices des différentes stratégies de conservation des sols ont pu être inférés, en utilisant des méthodes d'évaluation diverses.

La validité de l'évaluation économique ne garantissant pas pour autant la certitude d'expliquer les déterminants de l'adoption des mesures de conservation, une approche en terme d'adoption des mesures de conservation des sols se révèle nécessaire.

L'approche en terme d'adoption, focalise sur les divergences de comportement des agents économiques, et permet d'expliquer les raisons liées à une adoption différentielle de la conservation des sols (Lynne et al. 1988; Erenstein et al. 2008). Napier et al. (1991) soulignent que cette approche permet de mesurer les alternatives des agents économiques, ainsi que prédire le comportement des agents et anticiper sur les politiques publiques. Les différents facteurs influençant l'adoption des mesures de conservation des sols peuvent être regroupés en facteurs technologiques et institutionnels. Pour Napier et al. (1991) et Erenstein (1999), les facteurs technologiques influencent la décision d'adoption à travers l'hétérogénéité des technologies pour la conservation, et leur conséquence en terme d'efficacité, de faisabilité, de complexité, et d'application individuelle. Pour ces auteurs, la compatibilité entre les technologies proposées et celles utilisées sont au centre de l'analyse de l'adoption de la conservation des sols en terme de technologie.

Ces dernières réflexions ont permis de mettre en évidence que d'autres valeurs socio-culturelles doivent être prises en compte, de manière complémentaire au raisonnement rationaliste des agents économiques, basé uniquement sur les valeurs d'usage. Ce cadre conceptuel complémentaire permet alors une meilleure compréhension de l'adoption des mesures de conservation des sols. Les facteurs institutionnels liés à l'adoption de la conservation des sols peuvent se regrouper en fonction de leur échelle d'analyse. De Janvry et al. (1991) et Erenstein (2003) distinguent d'une part les facteurs individuels, liés aux ressources et aux préférences des exploitations, et d'autre part les facteurs collectifs, liés aux imperfections des marchés et aux droits de propriété. En réalité, les différents facteurs liés à l'adoption des mesures de conservation des sols ont une profonde influence sur la prédisposition et la capacité à investir pour la conservation des sols, qui varient en fonction des types d'exploitations et du contexte. Comprendre ces divergences permet de proposer des politiques publiques permettant de faciliter l'adoption des mesures de conservation des sols.

Les insuffisances liées à l'approche d'adoption sont d'ordre méthodologique et analytique, car les études portant sur l'adoption des mesures de conservation des sols sont fondamentalement propres à un contexte donné, à un moment donné, et à une situation précise (Erenstein, 1999), ce qui réduit considérablement toute tentative de généralisation.

Plus récemment, avec les progrès de l'économie de l'environnement, la prise en compte des valeurs des externalités environnementales s'est effectuée, notamment à partir des travaux fédérateurs de Costanza (1997). Le concept de services écosystémiques développés et intensivement mobilisés depuis la publication du Millenium Ecosystem Assesment, offre un cadre conceptuel complet et approprié à l'évaluation par type, des valeurs économiques associées à la gestion de la fertilité.

3.2. Un problème central de divergence entre valeurs privées et valeurs sociales

Dans les Pays en voie de développement, la prise en compte des services et disservices environnementaux s'est renforcée avec le passage à l'économie marchande, qui a accru la marge de manœuvre des exploitants agricoles, au détriment d'une gestion collective de la fertilité des sols. Dès lors que les initiatives individuelles primaient sur les initiatives collectives de gestion des sols, les conséquences des initiatives individuelles ont commencé à représenter un coût ou un bénéfice pour les tiers. Au delà de la problématique d'évaluation économique ou d'adoption, il apparaît que la constante dans la gestion des sols relève de la raréfaction progressive des sols cultivés, et surtout de l'individualisation des pratiques au départ collectives de gestion de la fertilité (Reboul 1989). Le problème central est donc celui de la divergence des valeurs et intérêts privés, avec celles de l'ensemble de la société. Suivant les cas, cette divergence est causée ou renforcée par une défaillance dans les marchés d'intrants, de crédit et de l'information associée à la gestion des sols, ou bien par une défaillance dans la définition des droits de propriété sur la terre et les produits de la terre, soit les deux à la fois (Erenstein 2003; Harrington et Erenstein 2005).

3.2.1. Défaillance dans la définition des droits de propriété sur le sol

Plusieurs autres études (Barbier 1990, 1996, et 1997) ont établi que si la somme des différents taux optimaux individuels de dégradation des sols correspondait au taux social optimal de dégradation des sols, ils n'y aurait pas eu de problème de gestion des sols. Le bénéfice

marginal individuel (ou le coût marginal individuel) refléterait donc automatiquement l'optimum social de conservation des sols. Plusieurs raisons expliquent cette divergence.

En premier lieu, chaque agriculteur n'est intéressé que par les bénéfices et coûts *on-site* liés à ses choix de gestion des sols, alors que pour trouver l'optimum social, à la somme des optima privés, il faut rajouter les bénéfices et coûts liés aux effets *off-site*, qui peuvent être très important comme nous l'avons démontré plus haut. Il faut donc une structure optimale des droits de propriété pour prendre en compte les valeurs liées aux effets *off-site* dans les fonctions de production des acteurs concernés.

Dans le contexte spécifique de l'Afrique subsaharienne, les sols cultivés et les ressources qui y sont produites sont partagés entre agriculteurs et éleveurs. Cette répartition des produits de la terre, dans un contexte où les coûts de production ne sont pas équitablement partagés, peut conduire à un investissement collectif sous-optimal pour la gestion durable de ces sols (Adesina 1992; Rouchier et al. 2001; McDermott et al. 2010; Valbuena et al. 2012).

3.2.2. Imperfection des marchés de la terre, des intrants, du crédit et de l'information

Ces imperfections ont pour effet de sous-estimer les coûts et bénéfices liés à une bonne gestion des sols, en raison des distorsions liées aux différents marchés de substitution.

En Afrique subsaharienne par exemple, le contexte d'accès libre « de facto » à la terre fait qu'un investissement pour le maintien de la fertilité des sols cultivés ne se répercute pas forcément sur le prix de cette dernière, rendant sans intérêt le coût supplémentaire investi. Cette imperfection du marché de la terre est due en partie à sa valeur résiduelle, n'attribuant très souvent qu'un droit d'accès et de prélèvement limité dans le temps, et non un ensemble de droit de propriété inaliénable.

D'un autre côté, les politiques publiques affectant les prix des produits agricoles ne prennent pas en compte l'ensemble des coûts environnementaux liés aux pratiques agricoles. Ainsi, les prix des engrais minéraux, parfaits substituants à court terme aux investissements en terme de pratique de gestion durable, n'intègrent pas forcément le coût environnemental de leur usage, sous estimant ainsi ces externalités.

La conservation des sols nécessite un accès aux intrants agricoles, notamment les engrais minéraux et les équipements appropriés. Dans plusieurs pays du sud, le marché de ces intrants

est typiquement imparfait, soit en raison d'une offre insuffisante ou subventionnée, soit en raison d'une information incomplète à mesure de déterminer la demande.

L'incomplétude du marché de l'information sur la conservation des sols concerne d'une part la méconnaissance des processus de dégradation par les acteurs, et d'autre part une connaissance imparfaite de l'impact des différentes technologies de gestion des sols par les agriculteurs du sud notamment (Shiferaw et Holden 1999). Cela a pour conséquence de favoriser la perpétuation des pratiques traditionnelles, au détriment des innovations ayant potentiellement un meilleur impact en termes de gestion des sols.

Par ailleurs, l'imperfection du marché du travail peut avoir un effet négatif sur la conservation des sols, en rendant plus intéressant de substituer un effort de conservation des sols par du travail dans d'autres opérations plus rentables à court terme, lorsque le travail familial est disponible, ou bien, en condition de travail limitant, contraindre la disponibilité de la main d'œuvre pour réaliser des mesures de conservation des sols (Ekbohm et al. 2009).

La contrainte financière peut aussi être une contrainte majeure pour l'investissement pour la conservation des sols, lorsque le marché du crédit n'existe pas. Le coût d'opportunité de la conservation des sols devient donc plus élevé, lorsqu'il est mis en comparaison avec d'autres besoins en ressources financières de l'exploitation (Nakhumwa 2004).

Enfin, la décision des agriculteurs d'adopter une technologie de conservation des sols dépend fortement de la rentabilité future de cette technologie, et donc du taux d'actualisation que leur accordent ces agriculteurs. Plusieurs études ont établi que le taux d'actualisation de l'agriculteur est affecté par une préférence à un retour sur investissement à court terme, traduisant autant l'aversion de l'agriculteur au risque et à l'incertitude, son niveau de pauvreté, que le coût d'opportunité marginal du capital (Farzin 1984; Clark 2010; Nelson et al. 2009; Ruslandi et al. 2011; Duquette et al. 2012). Ce qui amène Barbier (1996) à conclure que les agriculteurs ont une nette préférence pour le présent, et par conséquent utilisent des taux d'actualisation plus élevés que ceux de l'ensemble de la société. Cette divergence entre le taux de préférence privé et social entraîne ainsi les individus à sous estimer les bénéfices futurs, et donc consommer plus d'actifs que la société ne l'aurait fait. Le niveau optimal social de conservation du sol sera donc bien au delà de l'optimum privé.

Economie de l'environnement ou économie écologique?

L'économie de l'environnement repose essentiellement sur le cadre axiomatique de la théorie néoclassique à savoir la théorie du consommateur, l'information parfaite, la théorie de la productivité marginale, etc. L'économie écologique elle, remet en cause certaines de ces hypothèses, et conceptualise le système économique comme un sous-système ouvert de l'écosphère, et échangeant énergie, matière et déchets avec les systèmes écologiques et sociaux avec lesquels ils sont en interaction (Daly 1992). Il apparaît alors que l'analyse économique de la gestion des sols a, au fur et mesure de sa construction environnementale, emprunté aux deux différentes écoles. Dans un premier temps, et surtout à la sortie de la période dite « minéraliste », les premiers travaux sur les aspects environnementaux liés à la gestion des sols reposaient surtout sur une analyse de type « économie environnementale ». Par la suite, au fur et à mesure que s'est construite une vision organiciste de la fertilité des sols, des travaux en terme d'économie écologique se sont accrus, et les travaux les plus aboutis sur le sol pris comme capital naturel relèvent entièrement de l'économie écologique (Dale et Polasky 2007; Gómez-Baggethun et al. 2010). Toutefois, il est à noter que les travaux en terme d'étude de l'adoption des innovations de gestion des sols relève de l'économie néoclassique, alors que ceux de l'« école de l'évaluation », suivant l'importance donnée à la dimension « organiciste » des sols, peut porter sur l'une ou l'autre.

Conclusion partielle :

La problématique de gestion des sols, analysée à travers les différentes évolutions de la pensée économique, est fondée sur les deux grandes fonctions du sol. Le premier rôle agronomique, axé sur la production des biens alimentaires ou à d'autres usages, est le plus anciennement reconnu et développé par les différents courants économiques. Cette perspective s'est fondée sur différentes phases d'appréciation du concept de fertilité des sols. Elle est successivement passée de « donnée naturelle », à un contenu dépendant des efforts réalisés par les agriculteurs, pour rajouter des éléments nutritifs utiles à la plante, puis une gestion organique complémentaire. Concrètement, dans l'analyse de cette problématique pour les pays en voie de développement, un retour aux conditions et ressources sur lesquelles repose la rationalité des choix et décisions des exploitations est nécessaire. Dans ce même contexte marqué par une gestion collective des ressources végétales, la vision organiciste de la fertilité des sols impose

désormais de raisonner la gestion des sols comme celle d'une ressource collective, et considérer simultanément les stratégies individuelles et les arrangements collectifs gouvernant les droits de propriété sur les sols et leurs produits.

Le second rôle attribué aux sols porte sur les services et disservices environnementaux rendus. Une fois encore, l'aspect de bien collectif des ressources en sol est renforcé, et dès lors, un cadre conceptuel de gestion d'une ressource collective à forte composante naturelle est nécessaire pour conduire l'analyse. Pour plusieurs raisons, les deux cadres analytiques (approches de l'évaluation et de l'adoption) mobilisées pour comprendre les perspectives d'analyse de la problématique de gestion des sols demeurent insuffisants et inadaptés.

L'école de « l'évaluation », en portant son analyse prioritairement sur les valeurs d'usage, c'est à dire celles liées aux services de production, et très peu sur leurs valeurs d'existence ou de non-usage, n'a pas permis de prendre en compte l'ensemble des fonctions assurées par les sols. Malgré les récentes contributions en terme de valeur des services écosystémiques, la multiplicité des objets évalués et des méthodes n'ont pas permis de faire émerger un cadre analytique commun, et des résultats comparables (Dominati et al. 2010a). On parle suivant les cas, soit de l'évaluation de la dégradation des sols, soit celles de la conservation des sols, soit tout simplement, d'une évaluation des coûts liés à l'érosion, qui n'est qu'une cause particulière de dégradation des sols.

L'école de « l'adoption », en focalisant sur les divergences de comportement des agents économiques, a permis d'expliquer les raisons liées à une adoption différentielle des techniques de conservation des sols (Knowler et Bradshaw 2007). Ces raisons pourtant semblent intimement liées à chaque contexte, et aux hypothèses de départ retenues par chaque étude (Erenstein 2003). Sa principale insuffisance est donc d'ordre méthodologique et analytique, car les études portant sur l'adoption des mesures de conservation des sols sont fondamentalement propres à un contexte donné, à un moment donné, et à une situation précise. Ce qui réduit considérablement toute tentative de généralisation (Knowler et Bradshaw 2007).

Sur le plan analytique, les deux approches reposent sur des hypothèses de marché parfait et de droits de propriété bien définis. Nkonya et al. (2011) soulignent d'ailleurs que l'objet même d'analyse variait dans le temps, en fonction des paradigmes de développement agricole. Il s'agit suivant les cas, soit d'étudier les facteurs d'adoption d'innovations, soit de mesurer l'impact des pratiques agricoles sur la dégradation de sols, soit d'évaluer les coûts et

avantages associées aux pratiques agricoles, ou bien aux innovations techniques de conservation (Swift et al. 2004). Les objets de recherche sont donc aussi bien variés que divergents. Ces deux approches semblent donc inappropriées pour étudier la problématique de la gestion du sol dans son ensemble. Pour répondre à ces insuffisances, il devient nécessaire de fonder l'analyse économique de la gestion des sols sur un concept organisateur et un objet technique plus précis. Nous proposons pour la suite de notre étude, un concept de « capital sol » qui nous semble être un compromis analytique et méthodologique pertinent. Ce concept nous semble être fédérateur, et à mesure de prendre en compte l'ensemble des spécificités liées aux sols, et aux services variés qu'ils peuvent procurer.

Chapitre 3: Eléments de modélisation théorique du concept de Capital sol⁹

Dans ce chapitre, nous nous proposons de jeter les bases permettant d'élaborer, à partir de différents modèles agronomiques et économiques sur les sols, le concept du capital sol. Pour ce faire, nous présenterons d'abord les origines de ce concept, ainsi que certaines caractéristiques spécifiques de la ressource « sol » permettant d'en comprendre le fonctionnement. Par la suite, nous focaliserons sur la définition et le contenu du concept de capital sol, avant de faire le bilan des travaux de modélisation économique sur la gestion des sols, notamment les démarches en terme d'érosion et de dégradation des sols, et plus loin, ceux sur le concept transitoire du capital nutriments des sols. Cette revue des travaux fondateurs sur la modélisation dans la gestion des sols permettra de compléter la définition d'un objet de recherche unique, et nécessaire pour le recentrage du travail de modélisation qui suivra.

Très souvent dans l'analyse économique, le sol est considéré comme un facteur de production homogène représenté par un proxy tel que sa superficie, ou bien sa profondeur. La complexité révélée par les Sciences du sol est rarement prise en compte par les économistes (Ekbohm 2007). Les réflexions sur le capital sol prennent leur source à partir de différents travaux issus des crises liées à la dégradation des sols, ou bien aux effets néfastes de leur utilisation. Ponctuellement, des crises importantes, comme celle du Dust Bowl aux USA, la salinisation des sols dans les zones irriguées, aux USA, aux Indes, en Australie et dans les régions semi-arides du monde, l'acidification des sols sous l'effet de doses élevées d'herbicides (Argentine), conduisent les Etats à mettre en place des politiques de conservation des sols (Conservation Reserve Programme aux Etats Unis, Afforestation Programmes, etc.). Toutes soulignent que le sol est une ressource fragile et en quantité limitée (aspect ressource épuisable) et que sa fertilité est dépendante de l'usage que l'on en fait (aspect ressource renouvelable).

Plus récemment, la nécessité d'un concept du capital sol s'est imposée à partir de plusieurs constats convergents :

- Une insuffisance du cadre analytique de la gestion des sols, jusque là basé sur les outils

⁹ Ce chapitre a été présenté en tant que : Balarabe O, Lifran R., Ollivier T., 2012, Le capital sol et son intérêt pour les politiques publiques *in* Les sols face aux changements globaux, 11èmes journées d'étude des sols, Versailles, France 19-23 Mars 2012. Il sera soumis sous le même titre pour un numéro spécial de la Revue Etude et Gestion des Sols, issu de ces travaux.

d'évaluation économique et ceux d'analyse de l'adoption des pratiques de conservation des sols, et la nécessité d'élaborer un nouveau concept permettant une meilleure prise en compte de l'ensemble de cette problématique

- La nécessité de concilier à travers un même modèle les acquis des sciences du sol et de l'agronomie sur le fonctionnement des sols, et ceux de l'analyse économique.
- La crise des subsistances qui persiste dans de nombreuses parties du monde, malgré les progrès obtenus sur la base de la première révolution verte. Les causes de cette persistance sont liées à la difficulté pour les petits paysans de ces régions à se procurer les intrants et à sortir ainsi des trappes de pauvreté dans lesquelles ils sont entraînés.
- La perspective de durabilité avec l'épuisement anticipé ou le renchérissement relatif des intrants à base de pétrole, et des engrais minéraux épuisables comme le phosphore, qui vont rendre leur intérêt aux pratiques agronomiques fondées sur les rotations et les complémentarités agriculture-élevage tout leur intérêt économique.
- La crise environnementale et l'émergence des actifs naturels qui lui sont liés, comme par exemple la capacité de stockage du carbone, la captation de l'énergie solaire, la capacité d'épuration des eaux, les valeurs récréatives et culturelles.

Ces nouveaux enjeux appellent à élargir les points de vue sur le sol et sa gestion, en le considérant comme un écosystème, puis en intégrant la diversité des services et des biens qu'il procure à l'Humanité dans son évaluation.

Dans cette perspective, notre hypothèse est que le sol en tant qu'écosystème est un capital naturel dans lequel il faut investir aujourd'hui, car il contribuera encore plus que par le passé au bien-être de l'Humanité. Une approche historique peut de plus nous convaincre qu'une gestion durable des sols, incorporant notamment une allocation satisfaisante de leurs usages, peut contribuer à la pérennité des sociétés rurales comme urbaines, en réduisant les conflits et en garantissant un niveau équitable de consommation pour le plus grand nombre.

Le premier objectif de ce chapitre est de rappeler les origines du concept de « capital sol », et de ressortir les caractéristiques propres de la ressource en sol par rapport à d'autres ressources naturelles, qui justifie qu'elle soit modélisée et analysée comme un capital naturel. Ce concept de « capital sol », il faut le rappeler, est conçu comme une des composantes du capital naturel, pour intégrer les nouveaux enjeux de la gestion des services des écosystèmes et montrer son intérêt dans la perspective du développement durable.

Plusieurs facteurs ou événements ont conduit dans les dernières décennies à promouvoir ce concept de capital naturel, qu'il soit considéré comme substitut ou complément au capital manufacturé. Dans le cas spécifique du sol, considéré comme un écosystème, l'intérêt d'un concept de capital pour appréhender ses services a été souligné (Barrios 2007; Dominati et al. 2010a), et la difficulté de sa définition est notamment illustrée par les débats économiques en cours (Robinson et al. 2009; Dominati et al. 2010b). Il est important de souligner que ces réflexions accroissent la légitimité et l'utilité d'un concept du capital sol, même si elles ne prennent pas complètement la mesure de l'enjeu conceptuel et analytique ainsi esquissé.

Le second objectif visé, est, au-delà de la justification d'un concept de capital naturel déjà largement légitime, de jeter les bases pour proposer un modèle pour sa gestion durable, en se fondant sur une clarification conceptuelle du capital sol. La définition et le contenu du capital sol seront alors développés, en se référant au cadre théorique existant sur le concept de capital, puis en le rapprochant des spécificités liées à l'usage des sols abordées plus haut. Notre réflexion s'appuie pour cela sur plusieurs sources scientifiques, et puise notamment son inspiration dans les résultats les plus récents des sciences du sol (stocks multiples) et de l'écologie (fonctions et services des écosystèmes), ainsi que dans ceux du MEA, qui a souligné le lien existant entre biodiversité fonctionnelle et services écosystémiques. Ces nouvelles visions rejoignent largement, et sont influencées par les analyses économiques développées à partir du rapport Brundtland sur le développement durable, et la contribution du capital naturel à ce dernier.

Dans sa dernière partie, le chapitre focalisera sur les travaux de modélisation fondateurs dans le domaine de la gestion des sols, pour tirer les enseignements permettant d'élaborer notre concept de capital sol. Sur ce point, la démarche consistera à analyser les différents modèles économiques sur l'érosion, puis sur la conservation des sols d'un côté, et les coupler avec un modèle agronomique de gestion de la matière organique du sol. Le but recherché est d'abord de faire le point sur l'utilisation du contrôle optimal comme outil de modélisation en économie, puis de mettre en lumière les différentes conclusions auxquelles parviennent ces travaux, avec ces mêmes outils, mais en portant sur des objets et des problématiques de recherche distincts. De cette littérature, nous construirons un objet de recherche plus cohérent en terme de capital, et fonderons un concept du capital sol centré sur sa gestion durable, à partir des mêmes outils de modélisation, et prenant en compte les différents services rendus par la ressource sol.

1. Aux origines du concept du « Capital sol »

A partir des années 80, le thème du développement durable va mettre l'accent sur le rôle des ressources naturelles (épuisables et renouvelables) dans le développement (Godard 1994). La contribution de ces ressources au bien-être de l'Humanité est valorisée, et l'impératif d'une gestion prenant en compte les intérêts des générations futures est avancé (Pearce et Atkinson 1993; Heal 2000). La question des subsistances et celle des ressources épuisables (dont la fertilisation minérale est dépendante) reviennent sur le devant de la scène, et conduisent à renouveler les questions sur la limitation des terres et sur celle de la fertilité (Tilman et al. 2001; Tilman et al. 2002; Griffon 2006). Le débat et la recherche glissent alors progressivement de la question de la rente foncière, considérant la fertilité comme donnée, à celle du capital « sol », dans une problématique renouvelée de gestion du capital naturel (Deutsch et al. 2003; Ekins et al. 2003; Ekins 2003; Giraud 2008). C'est à ce point et dans cette direction que nous proposons d'approfondir le concept du capital sol ainsi que les enjeux de sa gestion sociale¹⁰.

L'agriculture des Pays développés s'est construite sur la base d'un modèle technico-économique dans lequel la fertilité naturelle passe au second plan par rapport à l'usage des intrants manufacturés et de l'énergie. Parallèlement, la motorisation des opérations culturales a induit un important remaniement du parcellaire et des paysages, traduit notamment en suppression des haies, des fossés et des talus. Les soutiens publics à l'agriculture ont soutenu l'émergence de systèmes de production simplifiés et à base de rotations courtes, souvent même à la monoculture. Dans de tels modèles, les plantes ne conservent alors que leur fonction de capture de l'énergie solaire et de surface de photosynthèse. Le capital sol ainsi réduit à son rôle de support, possède une valeur économique très faible, conduisant à négliger sa conservation.

Avec la montée des préoccupations de la communauté internationale pour le stockage du carbone, permettant de compenser les émissions de CO₂ dans l'atmosphère, le stockage du carbone par les sols a acquis une légitimité nouvelle qui permet d'envisager une valorisation

¹⁰ Nous n'évudons pas la question du rapport entre le concept de capital et celui de patrimoine appliqués au sol, et notamment celui de patrimoine collectif. Il nous semble nécessaire de passer d'abord par l'étape d'une bonne compréhension du sol en tant que capital, dans une perspective hicksienne, avant d'aborder le sol comme un patrimoine. En effet, selon les régimes de droits de propriété en vigueur et selon les situations, l'économiste peut être amené à analyser différemment le patrimoine « sol ».

économique autonome de cette fonction. Ainsi, la gestion de la matière organique des sols ne serait plus uniquement contrôlée pour son intérêt dans la fonction de support de la fertilité, mais aussi par le service de stockage qu'elle rendrait à l'ensemble de la société. Dans ce cas, l'incitation à une meilleure gestion du capital sol par les agriculteurs vient de la valorisation économique du stockage du carbone, et non de la contribution de la matière organique à la production agricole. On découvre ainsi que le sol est un écosystème qui peut rendre à la société de nombreux services complémentaires.

Les prémisses d'un concept du capital sol ont été déjà suggérées par Bunce, dans son ouvrage publié en 1942, intitulé « Economics of soil conservation ». Cet auteur distingue alors au sein de l'ensemble constitué des terres agricoles, le « stock », c'est à dire la structure physique supportant la production à travers la fertilité, et le « flux » des ressources. Implicitement, il se réfère déjà à un modèle de capital.

Dans la même lancée, Weitzell (1943), a défini la conservation des sols comme étant la maintenance d'un certain niveau de productivité pour une période de temps infinie. Cet auteur a précisé que la conservation des sols implique une ou plusieurs méthodes d'utilisation des terres qui assurera un revenu maximal sans toutefois diminuer la productivité de la ressource dans le long terme. Weitzell (1943) se réfère alors explicitement au concept Hicksien du capital qui stipule en substance que : « en conformité avec cet idéal, un revenu peut être défini comme le niveau de production qui laissera la ressource au même niveau de productivité à la fin de chaque période que celui qu'elle avait au début de la même période, en considérant les conditions techniques constantes » (Hicks 1939). Dans la même lancée, les travaux de Ciriacy-Wantrup (1947) évoquent alors la notion de capitalisation suite à des investissements sur la conservation des sols. Ces travaux fondent l'utilisation du concept de capital dans l'analyse de la problématique de gestion des sols.

Dans la littérature, différentes approches de la gestion du capital sol ont été réalisées avant que le terme ne soit utilisé, et a fortiori, avant que le concept ne soit défini. Ainsi, nous pouvons distinguer une approche de l'érosion des sols dite d'analyse de la dégradation, car faisant partie de la grande famille des approches de dégradation des sols. L'approche de conservation des sols (approche de maintenance du capital), à l'opposé de la première, se construit autour des choix techniques de conservation ou de restauration des sols. Enfin, une dernière approche essentiellement minéraliste dite du « Nutrient capital » a servi d'étape transitoire à la définition plus complète du concept du capital sol.

L'approche de l'érosion et de dégradation des sols s'est focalisée sur deux problèmes principaux : d'une part celui de l'érosion des sols, qui, dans ses différentes formes, affecte à la fois le volume de la terre arable, et d'autre part celui de la surexploitation de la fertilité du sol. Elle a fait l'objet de plusieurs travaux (Walker 1982; Lal et al. 1989; Alfsen et al. 1996; Barbier 1996; Barbier 1997; Roose et Ndayizigiye 1997). Les deux problèmes sont pourtant étroitement reliés. Directement, l'érosion soustrait à la terre du sol arable, et ce faisant, elle emporte aussi une partie du stock de matière organique et d'éléments nutritifs qui sont ensuite transportés vers d'autres écosystèmes non dédiés à la production agricole (hydrosystèmes), contribuant alors à leur pollution. D'un autre côté, la surexploitation de la fertilité de la terre par les pratiques culturales qui laissent le sol exposé aux différentes formes d'érosion, contribue aussi à augmenter sa dégradation, tout en ne se préoccupant pas de la durabilité de leur potentiel de production.

Sur le plan économique, les travaux de Drechsel et al. (2001) ont fait le lien entre l'érosion des sols, et la croissance économique en Afrique sub-saharienne. Selon ces auteurs, les exportations des plantes (récoltes et résidus) et l'érosion constituent pour plus de 70 % de la perte en azote du sol, 90 % des pertes en potassium, et 100 % des pertes en phosphore parmi les éléments nutritifs majeurs. Toujours en Afrique sub-saharienne, les travaux de Bojö (1991 et 1996) ont jeté les bases de l'analyse des coûts de la dégradation des sols en revenant notamment sur les différentes méthodes d'évaluation et les résultats obtenus.

Au plan quantitatif, le débat a d'abord porté sur le sens à donner à des bilans faits à un moment donné dans le temps. Pour certains, la mesure instantanée d'un déficit entre exportations et apports ne signifie pas en soi qu'il y a une dégradation des stocks d'éléments qui composent le sol. En effet, la nature même des processus en cause est dynamique, et, de plus, elle implique une dimension spatiale : une gestion soutenable du sol pourrait s'accommoder d'une surexploitation volontaire de la fertilité dans une partie des terroirs, compensée par une reconstitution de la fertilité sur une autre partie. De la même façon, certains auteurs soulignent qu'à l'échelle des terroirs, la vaine pâture est un système durable, à la fois écologiquement et socialement (Bassett 2009).

Ces objections conduisent à développer l'idée que certaines situations de surexploitation de la fertilité à un moment donné et un lieu donné, peuvent s'apparenter à un emprunt qui serait remboursé ultérieurement. Elles renforcent l'idée que le sol doit être considéré comme un capital.

L'approche en terme de conservation des sols a été développée presque en même temps que celle sur sa dégradation, mais a surtout focalisé sur l'efficacité des solutions techniques proposées. Cette approche a pris naissance avec les travaux de Regan et Weitzell (1947), mais n'a trouvé véritablement ses fondements qu'avec l'article de McConnell (1983). D'autres travaux ont aidé à consolider cette approche, qui ressort notamment les deux niveaux importants de prise de décision pour la conservation des sols, à savoir le niveau individuel et celui de la collectivité (Barbier 1988). Ces deux échelles de prise de décision justifient alors les deux types d'optimum nécessaire à l'investissement pour la conservation des sols.

La troisième approche ou approche du « capital de nutriments » est plus fondée sur un raisonnement en termes de capital que les deux premières. Sanchez et al. (1997) ont défini ce concept comme étant le stock d'éléments nutritifs majeurs et mineurs, et autres éléments essentiels du sol, qui peuvent être disponibles pour les cultures pendant une période de temps variant entre 5 et 10 ans. D'un point de vue minéraliste, ce concept transitoire a été précurseur de la définition plus complète du capital sol, par ajout de la dimension naturelle à son contenu.

Cette définition du capital de nutriments comme un stock discret, correspond en réalité à un flux de services productifs durant la phase végétative des cultures. Les flux de nutriments soustraits du stock du sol correspondent alors parfaitement à la dépréciation économique du capital.

Pour Sanchez et Palm (1996), le capital de nutriment sera utilisé comme une ressource minière en Afrique, aussi longtemps que la pression démographique et la pauvreté limiteront la reconstitution du capital perdu. Le flux des services dérivant du capital de nutriment s'en trouvera alors progressivement diminué. Les différents flux de services redevables au capital de nutriments, d'après Sanchez et al. (1997) concernent la production agricole, la fertilité intrinsèque des sols, la sécurité alimentaire, la conservation des sols, la réduction de la pauvreté, la séquestration du carbone, et la conservation de la biodiversité.

De manière spécifique, les approches en terme de capital de nutriments ont focalisé sur la dynamique de l'azote et du phosphore, comme étant les éléments nutritifs dont les seuils naturels peuvent être les plus critiques (Buresh et al. 1997; Giller, Cadisch, et al. 1997). Dans sa dernière phase, cette approche s'est consolidée par la prise en compte de la dimension

organique, pour être en mesure de restaurer la fertilité à son niveau initial, ouvrant alors la voie à une conception organo-minérale du capital sol (Palm et al. 1997; Bationo et al. 2007).

1.1. Le sol, une ressource naturelle « spécifique »

En Afrique subsaharienne, cette double dimension du capital sol nous amènera à assimiler les effets externes induits par la gestion des deux composantes du capital sol à des externalités de stock. Quand la vaine pâture conduit à une exportation des résidus de culture sans restitution proportionnelle de matière organique dans les zones cultivées, cela conduit à l'épuisement des sols. Dans ce contexte, la gestion du capital sol a presque toujours une dimension sociale, qui dépend autant de caractéristiques locales du paysage que des arrangements institutionnels qui régissent l'allocation des usages des deux composantes (support physique et matière organique) (Balarabe et al. 2012). Aussi est-il nécessaire de relier l'analyse des externalités positives et négatives attachées à la gestion du capital sol au contexte institutionnel de son appropriation. Les caractéristiques des droits régulant l'accès et l'usage à la terre affectent la motivation des agriculteurs à investir pour préserver la valeur du capital sol.

Les deux composantes organique et minérale du sol sont liées entre elles dans ce sens que la fraction organique se transforme à terme en éléments minéraux d'un côté, alors que les éléments minéraux consommés par la plante lors de sa croissance redonnera à terme la fraction organique, par décomposition de la biomasse végétale. Toutefois, il faut noter que dans le processus de minéralisation de la matière organique, une vitesse rapide de minéralisation n'est pas souhaitée, au contraire de l'intuition que suggère l'utilité des nutriments pour la production des services agricoles. Une minéralisation lente, correspondant à un turn-over efficace de la matière organique, engendre un état du sol où le pouvoir tampon de la matière organique s'exerce pleinement, notamment à travers la capacité de rétention des éléments minéraux (Bationo et al. 2007).

Une autre spécificité du sol en tant que ressource est son degré de renouvelabilité et son épuisabilité. Perman (2003) définit une ressource renouvelable comme étant celle qui affiche un taux de régénération économique significatif. Dans ce sens, la ressource « sol » a été différemment interprétée par plusieurs auteurs dans le passé. Certains l'ont toujours classée parmi les ressources non renouvelables à l'échelle humaine, en raison de sa faible vitesse de régénération naturelle (Lal et al. 1989). Alors que d'autres lui reconnaissent des caractéristiques de ressources renouvelables au dessus d'un certain seuil (Ciriacy-Wantrup

1964; De Graaff 1996), ou tout simplement de ressource mixte (Pearce et Turner 1990; Turner et Daily 2008).

Les avancées récentes en sciences du sol permettent désormais de mieux caractériser la renouvelabilité de la ressource « sol ». En effet, au contraire des ressources naturelles « classiques », le sol analysé dans sa double-dimension organique et minérale reste une ressource renouvelable. Désormais, plusieurs auteurs reconnaissent ce caractère « renouvelable » des sols, notamment en relation avec leur capacité de remonter le taux de matière organique des sols à travers un apport additionnel, ou une gestion raisonnée des résidus de culture (Bationo et al. 2007; Lal 2009; Sá et al. 2009). La question de la renouvelabilité des différents éléments minéraux ne se pose plus, depuis que les procédés d'extraction de différents éléments nutritifs ont été élaborés. Seule reste d'actualité la problématique spécifique aux stocks de phosphore, non renouvelable, mais recyclable (Buresh et al. 1997; Smit et al. 2009; Cordell et al. 2011). Dès lors, la principale question relative à la renouvelabilité de la ressource « sol » concerne surtout le maintien de sa capacité régénérative.

L'épuisabilité de la ressource en sol est analysée différemment selon les auteurs. Par définition, Tietenberg et Lewis (2000) et Perman (2003) donnent la plupart des ressources naturelles comme étant potentiellement épuisables. Pour les économistes, le sol pris sous l'angle quantitatif est une ressource épuisable, c'est à dire à quantité limitée. Pour les agronomes aussi, le sol est considéré comme une ressource épuisable, mais plutôt d'un point de vue qualitatif. Cette dernière caractéristique traduit l'épuisabilité de la fertilité des sols lorsqu'elle est gérée sans apport d'éléments fertilisants extérieurs (Chaussod 1996; Lal 2009; Bekunda et al. 2010), mais aussi l'épuisabilité de la fraction organique en fonction du mode de gestion des sols (Lal 2009). A la différence des autres ressources naturelles, le sol est une ressource dont la dynamique d'épuisabilité n'est pas uniquement fonction du rythme de prélèvement (continu) mais aussi fortement dépendant des modes de gestion, qui influencent directement la dynamique du stock d'éléments constitutifs (minéraux et organiques). Cette épuisabilité « discontinue » fait du sol une ressource naturelle « spécifique » (Bationo et al. 2007; Lal 2009). De même, les acquis actuels des sciences du sol ont fait que cette épuisabilité est réversible, par le fait de la possibilité de faire des apports extérieurs, mais aussi par le choix des pratiques de gestion plus appropriées.

Tout cela fait de la ressource sol une ressource « spécifique » dont la dynamique dépend à la fois des rythmes de prélèvements, du taux de régénération naturelle, mais aussi des facteurs technologiques, comme le résume le tableau ci-après.

Tableau 2: Caractéristiques de la ressource sol par rapport à d'autres ressources naturelles

Type de ressource naturelle	« Sol »	« Forêt »	« Produits de la pêche »	« Biodiversité »
Epuisabilité	Epuisable (quantité et qualité)	Quantitativement épuisable	Quantitativement épuisable	Qualitativement épuisable
Facteur d'épuisabilité	Mode de gestion	Rythme de prélèvement	Rythme de prélèvement	Mode de gestion
Dynamique du stock	Non continue	Continue	Continue	Non continue
Echelle de renouvelabilité	Une génération	Une à plusieurs générations	Une génération	/
Impact De la régénération naturelle	Faible et conditions complexes	Moyen	Moyen à fort	Faible

Source : Compilation de l'Auteur à partir de (Bann 1998; Tietenberg et Lewis 2000; Perman 2003; Fisher et Kerry Turner 2008; Ring et al. 2010)

1.2. Définition et contenu du concept du capital sol

Le concept de capital naturel a été introduit par extension à la définition économique du capital manufacturier, et permettant d'inclure les biens et services environnementaux (Dominati et al. 2010b).

La définition de « capital sol » est tirée de celle du capital naturel proposée par Costanza et Daly (1992), précisant que le capital naturel est un stock d'actifs naturels assurant un flux de biens et services utiles dans le futur. Une autre définition plus précise faite par Costanza et al. (1997), qualifie le capital naturel de stock de matières et d'information contenu dans un écosystème. Le contenu implicite de cette dernière définition traduit qu'un environnement naturel avec les écosystèmes associés (comme peut être considéré le sol), peuvent fournir des services au delà de la valeur physique des produits qu'ils renferment, fondant alors le concept de capital naturel et services écosystémiques. Ces deux définitions du capital naturel suggèrent que pour bien approcher et comprendre ce concept, deux notions se distinguent. Une première, fondamentale, et liée à ce capital, reposant sur une notion intrinsèque de stock,

et une seconde, plus opérationnelle, fondée sur les biens et services fournis. La figure 3 récapitule les interactions entre ces deux différentes définitions du capital sol.

Appliquée à la ressource sol, cette définition du capital naturel suggère que le sol est un stock de capital naturel lié au sol considéré comme un écosystème. Pourtant, sur le plan analytique, il manque toujours dans la littérature une définition plus précise du capital sol. En fonction de la spécialisation des auteurs, ont émergé des définitions au contenu spécifique (Robinson et al. 2009). Les agronomes, à l'instar de Palm et al. (2007) ont défini le capital sol de manière qualitative, en considérant la texture, la minéralogie, et la matière organique du sol. Malgré les informations qu'elle apporte sur les caractéristiques fondamentales associées à la productivité des sols, cette définition reste peu utilisable en économie, en raison des contraintes liées à son opérationnalisation. De même, en écologie, les définitions du capital sol se focalisent sur les services fournis, et permettent de compléter la première définition ayant du sens en agronomie.

Pour la suite, nous avons choisi de retenir une définition centrée sur les biens et services fournis par le sol, mais qui permet dans le cadre de la modélisation, de raisonner en terme de stock, dont l'opérationnalisation a plus de sens dans le raisonnement économique. Sans abandonner l'arbitrage entre stock et services qui sera discuté plus loin, le « capital sol » sera donc considéré comme un concept économique, une grandeur qui sert à évaluer le flux de biens et services fournis par le sol considéré comme un écosystème. Il sert à guider les actions de gestion (exploitation, renouvellement, reconversion d'usage) des acteurs privés et à élaborer des politiques publiques de conservation et d'allocation des usages. En définissant le capital sol comme une grandeur économique, on la distingue des composantes strictement matérielles du sol telles que l'épaisseur de la couche arable, la texture et la structure, la teneur en matière organique jusque là utilisées dans les sciences du sol, et on la complète par des éléments liés aux sciences de l'écosystème.

Dans la perspective d'une meilleure compréhension du concept de capital sol, la valeur associée aux actifs naturels devient très importante (Dominati et al. 2010a). Garrod et Willis (1999) définissent la valeur d'un actif comme étant égale à la valeur actualisée des bénéfices futurs tirés de l'usage de cet actif. Appliquée au capital sol, cette définition renvoie forcément à l'estimation de l'ensemble des bénéfices générés par les sols, afin d'identifier leur valeur.

La question des valeurs rattachées au capital sol renvoie aux services assurés par celui-ci. Swinton et al. (2007) et De Groot et al. (2010) regroupent les services fournis par le sol en plusieurs catégories parmi lesquelles les services de support à la production agricole ou forestière, les services de régulation (stockage du carbone, régulation des crues, fourniture d'eau purifiée, biodiversité fonctionnelle, etc.), et les services culturels (paysages, forêts sacrées). La plupart de ces derniers services sont non marchands et ont le caractère de biens publics. Leur valeur est donc une valeur pour la société, qui n'est pas spontanément prise en compte par les gestionnaires directs du sol (qui peuvent être des personnes physiques ou morales : agriculteurs, propriétaires forestiers privés, communes, agences gouvernementale, etc.). Ces derniers pourtant prioritairement impliqués dans la gestion de ces sols fondent leur décision sur leur rationalité individuelle propre, ne tenant pas compte des externalités sur d'autres acteurs, à mesure d'en diminuer la valeur collective (Barbier 1996).

Il apparaît donc que les valeurs attachées à l'écosystème « sol » diffèrent selon les acteurs et les services pris en compte. Les marchés, notamment celui de la terre, lorsqu'ils existent, ne prennent en compte qu'une partie des valeurs, celles qui ont un intérêt direct pour les acteurs et gestionnaires privés. La valeur du capital sol ne peut donc être réduite à la valeur marchande de la terre. Pour apprécier la valeur sociale du capital sol, il faut intégrer également les valeurs non marchandes.

La question de la « capitalisation » des biens et services produits par l'écosystème du sol est cruciale, car pour évaluer les flux de biens et services, qui par construction s'étalent dans la durée, il faut utiliser un système de pondération qui permet de ramener chaque valeur instantanée dans le futur à son équivalent au jour de l'évaluation. C'est alors la somme de ces valeurs actuelles qui donne la valeur du capital sol. Actualisation et capitalisation sont donc les deux opérations normatives qui permettent d'élaborer la mesure du capital sol à partir des flux des services et des biens fournis par l'écosystème du sol (Farzin 1984; Adler et Posner 2000). Les débats sur le changement climatique et le développement durable ont motivé une réflexion économique intense sur les différentes normes d'actualisation, et permettent de souligner la multiplicité des méthodes d'actualisation et donc celle des valeurs du capital « sol ». Il découle de ce qui vient d'être décrit que les valeurs du capital sol sont différentes selon les acteurs, et que la divergence entre les valeurs privées et les valeurs sociales induit la nécessité de politiques publiques pour réguler les usages et pour rétablir une cohérence entre les valeurs privées et sociales que les marchés ne peuvent réaliser par eux mêmes (Bryan et al. 2010).

Enfin, il faut souligner qu'à l'échelle internationale, le capital sol est de plus en plus considéré dans sa relation avec la pauvreté, la malnutrition et l'insécurité alimentaire. La surexploitation et l'épuisement du capital sol sous l'effet des imperfections des marchés et des droits de propriété, est reconnue comme un des éléments décisifs des situations de trappe de pauvreté (Giraud et Loyer 2006).

2. Problèmes de modélisation du capital sol

2.1. Difficulté théorique : le capital sol, un concept, deux perspectives

Suivant qu'on s'intéresse au stock d'éléments constitutifs ou bien aux flux de services fournis, il existe deux acceptions différentes du capital sol.

La première est fondée sur une définition en extension, qui consiste à définir ses éléments ou composantes. Ces derniers relèvent en général d'une métrique écologique. Elle peut décliner le capital sol dans ses dimensions spatiales et sa composition par rapport aux usages du sol. Cependant, sauf dans les sociétés de droit romain, la répartition horizontale des usages du sol n'est pas suffisante en général pour traduire toute la complexité de leurs arrangements et de leur dynamique dans le paysage. Au plan de la modélisation, il est impossible et sans doute non souhaitable de modéliser toute cette complexité. On peut citer comme exemple illustratif la définition complexe du capital sol formulé par Ekbom (2007), et tenant compte d'une multitude de variables pédologiques. Les modèles du capital sol ne peuvent prendre en compte qu'un petit nombre de variables d'état. Au plan empirique, il est toujours possible d'énumérer et d'identifier les principales composantes dont les dynamiques reflètent celle du capital sol.

La seconde est une définition par les valeurs des biens et services fournis, et par leur mode d'agrégation dans le temps. Elle suppose et postule que l'on puisse définir précisément la fonction d'objectif du décideur, qu'il soit privé ou collectif, et l'intégrer dans un problème de contrôle optimal. Elle suppose possible l'identification des valeurs marchandes et non marchandes associées à chacun des biens et services fournis. Le modèle doit permettre de faire le lien entre ces valeurs et les variables d'état de l'écosystème, c'est à dire, les composantes que la première approche décrivaient comme le capital sol lui-même.

On voit alors que les deux définitions font partie du même modèle, mais mettent l'accent pour l'une sur les composantes du capital, alors que l'autre met l'accent sur les valeurs. Mais

l'intérêt majeur de la seconde, c'est de permettre d'exprimer dans les termes de la fonction d'objectif, c'est à dire dans l'espace des valeurs, le coût d'usage dynamique des composantes du capital sol. C'est pourquoi nous la préférons à la première, même si les contraintes mathématiques imposent au modélisateur des contraintes fortes, tant en nombre de variables d'état et de dynamiques, que de définition des objectifs.

La figure ci-après illustre les interactions qui peuvent exister entre les deux définitions du capital sol. On retrouve bien à partir des composantes de stock, la valeur d'usage des biens et services que peuvent en tirer les usagers de ce capital.

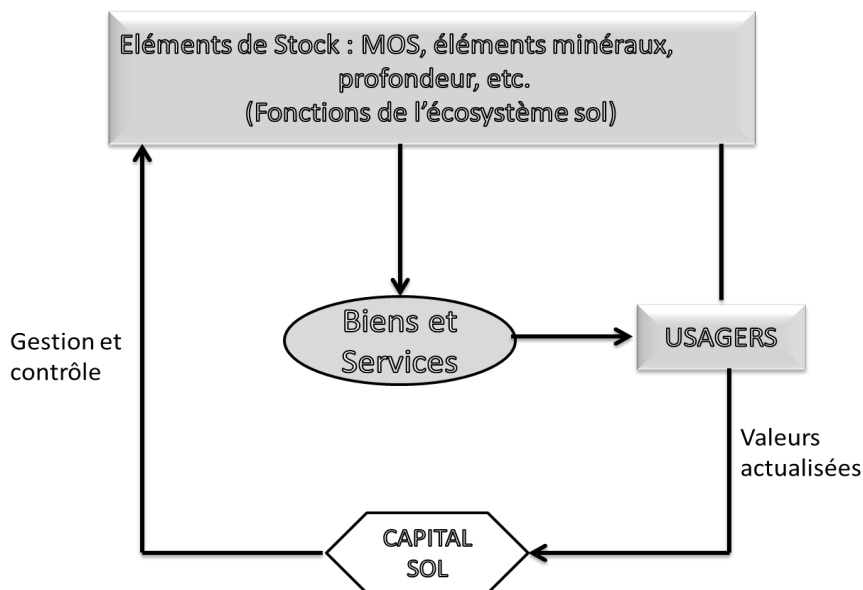


Figure 3: Interactions entre stocks d'éléments et flux de services dans la définition du "capital sol"

2.2. Problème méthodologique : Impossibilité d'un modèle complexe, et nécessité d'une famille de modèle

Du fait de l'existence de ces deux définitions du capital sol, il devient assez complexe de construire un modèle unique ou complet du capital sol, et l'économiste est contraint de concevoir une famille de modèles plutôt qu'un seul modèle complexe.

Par rapport aux connaissances acquises par les sciences du sol, cela pose la question de la « dégradation des modèles » ou plutôt, de celle de la traduction de ces modèles en modèles économiquement pertinents et écologiquement assez fidèles.

Dans la littérature économique relativement peu abondante sur le capital sol, on peut alors identifier deux courants principaux :

- ceux qui, tentant de comprendre les causes économiques de l'érosion, mettent l'accent sur le volume du sol et son évolution sous l'effet des pratiques culturales ;
- ceux qui tentent de modéliser les processus complexes et à différentes échelles de temps qui régissent la dynamique des différents stocks de nutriments. Ils mettent l'accent sur la surexploitation du stock de nutriments contenus dans le sol, et qui sont confrontés au choix difficile d'un niveau de simplification des modèles agro-écologiques.

2.3. Intérêts de modéliser le capital sol

Face au nombre important de variables pouvant influencer la décision d'investir pour la conservation du sol, Ollivier (2010) suggère la modélisation du capital sol comme outil permettant de prédire le comportement des acteurs, notamment face aux politiques publiques de conservation. Avec une modélisation du capital sol, l'effet d'une augmentation du taux d'intérêt par exemple, peut être évalué à travers la variation du stock du capital sol, et déduire ainsi le prix implicite de l'investissement pour la conservation.

Plusieurs auteurs soulignent l'importance de la modélisation du capital naturel pour comprendre la divergence entre optimum privé et optimum social (Bryan et al. 2010; Ollivier 2010). En effet, il existe de nombreuses situations dans lesquelles les valeurs privées et sociales attachées au capital sol peuvent être divergentes. Lorsque c'est le cas, il est indispensable de rétablir la motivation à investir dans la maintenance du capital sol de la part de ceux qui l'exploitent directement, en agissant soit au niveau des incitations économiques, soit à celui des arrangements institutionnels d'accès et d'usage. A ce titre, les politiques de conservation du capital sol apparaissent comme une des composantes essentielles des politiques de développement et sont considérées comme des biens publics globaux.

Enfin, d'un point de vue analytique, la modélisation du capital sol permet de s'affranchir de la divergence des cadres d'analyse écologique et économique pour l'élaboration des politiques publiques, en proposant un modèle fédérateur, intégrant des composantes des deux cadres. Ainsi, à partir d'un modèle bio-économique du capital sol, l'arbitrage entre la production et la préservation de la ressource sera faite à partir d'un même modèle de référence, de même que les instruments de politiques publiques (Deybe 1994; Louhichi et al. 1999; Louhichi et al. 2007; Flichman 2011).

3. Modélisation de la gestion des sols par l'approche du contrôle optimal

Au contraire des approches discrètes d'évaluation des modes de gestion des sols telles que l'analyse coût-bénéfice qui permettent de savoir si un scénario spécifique de conservation des sols est efficient, les approches continues telles que l'optimisation vont plus loin en essayant d'identifier le schéma de conservation optimal, sous les contraintes imposées par le modèle (Colombo et al. 2006; Yirga et Hassan 2010; Almansa et al. 2011).

L'intérêt majeur des modèles de contrôle optimal est de pouvoir situer les décisions courantes d'usage du sol dans une perspective dynamique et de choix intertemporels (Clark 1990; Clark 2010). Dans les modèles de contrôle optimal traitant de la gestion des sols, les variables d'état qui se réfèrent souvent aux stocks d'éléments biotiques et abiotiques du sol et les équations régissant leur dynamique, permettent de montrer comment les usages présents de ces ressources ont un coût d'opportunité en terme d'une fonction d'objectif établie sur un horizon long, allant de quelques décennies à l'infini (Nirmalakhandan 2002). Ce que l'on appelle le prix implicite de ces ressources, ou « coût d'usage » est défini dans les unités de la fonction d'objectif. Il est donc subjectif et relatif à la rationalité privée ou publique, que le modélisateur juge appropriée pour aborder le problème dont il a choisi d'explorer les contours (Clark 1990).

Plusieurs travaux portant sur la modélisation en contrôle optimal de la gestion des sols ont été effectués. Suivant les cas, on peut les regrouper en modèles de l'érosion (D. J. Walker 1982; McConnell 1983; Miranda 1992; Goetz 1997; Loehman et Randhir 1999; Hediger 2003; Nakhumwa et Hassan 2008; Ekbohm et al. 2009), en modèles sur les choix de conservation des sols (Barbier 1990; Timothée Ollivier 2010), et enfin en modélisation du capital sol (Brekke et al. 1999; Timothée Ollivier 2010; Yirga et Hassan 2010). Nous aborderons dans cette partie ces différents modèles, en les regroupant suivant le cadre de typologie listé plus haut. Nous avons choisi de ressortir le développement des différents modèles en nous basant sur quelques exemples triés parmi l'ensemble de la littérature.

3.1. Les modèles d'optimisation de l'érosion des sols

Parmi les multiples travaux sur les modèles de l'érosion des sols, nous avons choisi de fonder notre analyse sur celui proposé par McConnell (1983), en rajoutant par la suite les contraintes complémentaires introduites par Brekke et al. (1999) et Hediger (2003).

Dans les modèles de l'érosion des sols, l'agriculteur gère son activité en combinant des inputs, le sol de profondeur, et le taux d'érosion, qui est donc dans ce modèle pris comme un contrôle à disposition de l'agriculteur. Il maximise la valeur capitalisée des revenus agricoles sur son horizon professionnel, durant toute la durée de son activité agricole. Cette valeur peut éventuellement être augmentée de la valeur de revente de la ferme. Pour en étudier l'impact sur les comportements optimaux, il faut introduire le prix implicite, ou coût d'usage du sol dans la fonction à maximiser, de façon à prendre en compte l'impact de la décision présente sur la valeur des flux de revenus futurs que l'on peut attendre de l'usage du sol. Dans un tel contexte, « contrôler » l'érosion devient un moyen de gérer un capital naturel qui contribue à la formation d'un flux de profits capitalisés au cours de la vie professionnelle de l'agriculteur.

Selon que la profondeur du sol intervient dans la formation du rendement, et/ou dans la valeur de revente de la ferme, on obtiendra différents profils temporels d'érosion et d'utilisation du « capital sol ». Pour étudier l'impact des arrangements institutionnels sur le profil temporel d'usage du capital sol, il faut utiliser l'équation qui explique la dynamique du prix implicite du stock de capital (ou de l'érosion) et établir la valeur initiale de ce prix, $\lambda(0)$. La nature des arrangements influence le prix implicite initial, l'existence d'un motif de transmission, ou bien d'une maximisation de la valeur à long terme de l'entreprise conduisant à établir un coût d'usage initial plus élevé, et à freiner l'érosion.

Dans son article, McConnell (1983) introduit les variables de profondeur du sol et de perte en sol pour déterminer le point à partir duquel la trajectoire privée de l'érosion diverge de celle de l'optimum social. Dans ce modèle, l'agriculteur maximise son revenu net, en prenant les intrants comme variable de contrôle, et la profondeur du sol comme variable d'état.

Les différentes équations de modélisation sont les suivantes :

$$(1) \quad q = g(t)f(s, x, z)^{11}$$

$$(2) \quad f_s \geq 0, \text{ et } f_{ss} \leq 0$$

$$(3) \quad f_x \geq 0, \text{ et } f_{xx} \leq 0$$

$$(4) \quad f_z \geq 0, \text{ et } f_{zz} \leq 0$$

$$(5) \quad \dot{x}(t) = k - s(t)$$

$$(6) \quad x(0) = x_0$$

¹¹ Avec $q(t)$ étant le produit, $s(t)$ la perte en terres, $x(t)$ la profondeur du sol, $z(t)$ un index des input variables, et $g(t)$ un coefficient technique neutre.

$$(7) \quad J = \int_{t=0}^T [pg(t)f(s, x, z) - cz] e^{-rt} dt$$

$$(8) \quad R(x) = R[x(T)]e^{-rT}$$

$$(9) \quad H = [pg(t)f(s, x, z) - cz] + \lambda(k - s)$$

$$(10) \quad \dot{\lambda} = r\lambda - \frac{\partial H}{\partial x} = r\lambda - pgf_x(s, x, z)$$

$$(11) \quad \lambda(T) = \partial R[x(T)]/\partial x(T)$$

Le modèle de l'érosion de McConnell établit que l'augmentation des pertes en terres par érosion ne signifie pas que les agriculteurs sont inconscients des facteurs liés à la production agricole. Cette augmentation résulte plutôt d'un choix rationnel de gestion basé sur la dynamique des ressources et l'information reçue (leur expérience) sur la productivité des sols. Par ailleurs, les agriculteurs sont plus enclins à conserver leurs sols lorsque ces investissements se répercutent sur le prix de vente des parcelles agricoles, suggérant ainsi une meilleure information sur les valeurs économiques liées à l'érosion des sols et leur conservation. Un agriculteur rationnel investira pour la conservation du sol si cela compensera les pertes subies à cause de la baisse du prix de vente de la terre due à l'érosion.

Le mode de faire-valoir a un impact sur l'incitation à conserver les sols. Cette incitation s'apprécie en tenant compte de l'impact du mode de faire-valoir sur le « user cost ». Ainsi, ce « user cost » peut être plus faible pour un locataire, en raison d'une valeur de revente nulle, par rapport à un propriétaire.

Dans ses conclusions cet article rejoint celui de Seitz et Swanson (1980) qui soulignent également que l'impact de l'érosion des sols peut être faible sur la production agricole, et concerner principalement d'autres effets off-site tels que la pollution de l'eau.

Par la suite, Goetz (1997) a repris le même modèle, et a développé une analyse de l'impact de l'allocation de la terre à 2 cultures qui ont des impacts différents sur la dynamique de l'érosion.

$$z \doteq xh^1(z, u_1) - (1 - x)h^2(z, u_2) + e(z)$$

$$f^1(z, u_1) = f(z, u_1)$$

$$f^2(z, u_2) = \gamma f(z, u_2)$$

Les deux cultures f^1 et f^2 diffèrent dans leur productivité et dans leur capacité de couverture du sol au moment des précipitations, et en conséquence, l'érosion est plus accentuée pour la seconde :

Une hypothèse additionnelle sur la hiérarchie des prix permet d'assurer que la culture la plus érosive soit plus profitable, ce qui motive les agriculteurs à la conserver dans l'assolement.

La résolution du modèle se fait alors en deux étapes. Dans la première, on recherche l'allocation optimale de la terre entre les deux cultures, dans la seconde, considérant l'assolement donné, on recherche s'il existe une solution optimale de long terme stationnaire. Cette dernière, si elle existe, va être caractérisée par la relation entre le niveau du volume de sol exploitable, z , la variation de son prix implicite, \dot{z} , et l'érosion, \dot{z} .

En conclusion, l'article de Goetz (1997) confirme une fois de plus la relation entre le revenu de la revente de la terre et les choix de conservation à investir. Cette relation dépend des caractéristiques de la fonction qui relie la valeur de revente de la terre au volume de terre arable au moment de la revente. Autrement dit, à la façon dont le marché foncier prend en compte la valeur productive intrinsèque du sol.

Dans un papier plus récent Hediger (2003) reprend l'approche de l'érosion par un modèle de contrôle optimal et y intègre les effets externes de l'érosion, déjà soulignés par McConnell (1983) comme étant plus importants que l'effet sur la productivité agricole. Dans cet article, seule l'intensité de la culture est une variable de contrôle, et l'érosion ne dépend que de l'intensité de la culture $u(t)$ et de la profondeur du sol $z(t)$. Dans ce contexte, on dérive l'intensité optimale de la culture comme une fonction implicite de la profondeur du sol (le stock) et de son prix implicite ou coût d'usage : $u = u(z, \mu)$.

La solution au programme optimal est caractérisée par un optimum de long terme stationnaire correspondant à

$$u' = z' = \mu' = 0$$

Hediger (2003) suppose que l'érosion et la pollution en aval sont liées et dépendent de l'intensité de la culture. Il considère deux effets, l'un qui est directement proportionnel à l'usage des intrants, et à l'intensité u de la culture, et l'autre qui est lié au volume de sol arraché par l'érosion.

$$E_i = \beta_i \left(\eta_i(u_i) + \gamma_i h^i(u_i, z_i) \right) \cdot B_i$$

Les différentes équations de modélisation de cet article sont les suivantes

- (1) $y = f(z, u)$
- (2) $f_u > 0, \text{ et } f_{uu} < 0$
- (3) $f_z > 0, \text{ et } f_{zz} < 0$
- (4) $f_{zu} = f_{uz} =$
- (5) $\dot{z}(t) = g - h(t)$
- (6) $h(t) = h(u(t), z(t))$
- (7) $h_u > 0, h_{uu} > 0$
- (8) $h_z < 0, h_{zz} > 0$
- (9) $h_{zu} = h_{uz} < 0, h_{uu}h_{zz} - (h_{uz})^2 > 0$
- (10) $\frac{Max}{\{u(t)\}} \int_{t=0}^{\infty} [pf(u(t), z(t)) - cu(t)] e^{-rt} dt$
- (11) $H = [pf(u(t), z(t)) - cu(t)] + \mu(t)(g - h(u(t), z(t)))$
- (12) $H_u = pf_u - c - \mu h_u$
- (13) $\dot{\mu} = r\mu - \frac{\partial H}{\partial z} = \mu(r + h_z) - pf_z$

3.2. Les modèles d'optimisation de la conservation des sols

Plusieurs modèles focalisant sur l'érosion sont en réalité adossés à des modèles de conservation des sols (D. J. Walker 1982; Alfsen et al. 1996; Barbier 1996; Almansa et al. 2011). Dans cette partie, nous développerons les modèles basés sur la conservation des sols stricto-sensu, et prenant en compte ou pas l'érosion.

Un premier modèle simple de la conservation des sols a été proposé par Ollivier (2010). Dans ce modèle basé sur la production agricole, la fonction objectif à maximiser est le revenu de l'agriculteur. La fonction de production notée (F) dépend ici uniquement du travail (W) et du capital sol (S), qui dépend alors des investissements de conservation consentis, de la régénération naturelle, et des exportations par les récoltes. Le travail est réparti entre la production Lq et la conservation des sols Lc .

$$\text{Max } V(t) = \int_t^{\infty} (pF(Lq, S) - w(Lc + Lq)) e^{-r(t-s)} ds$$

Subject to $\frac{dS}{dt} = p \cdot g(L_c) - h(L_q) + \sigma$, $S(0) = S_0$ ¹²

L'introduction du coefficient λ , représentant le prix implicite du capital sol, et correspondant à la contribution marginale du capital sol à la fonction objectif, permet de faire une interprétation appropriée des résultats du programme. En d'autres termes, λ représente le prix maximum que le producteur serait prêt à payer pour une unité supplémentaire du capital sol. Du point de vue de la production, λ représente le gain que peut espérer le producteur de cette unité supplémentaire de capital sol.

La résolution du programme de contrôle optimal permet de poser les conditions nécessaires dont l'interprétation est:

- Le taux de rentabilité de tout autre actif à risque équivalent est égal à la rémunération du capital sol, en raison de la variation du prix, et du rendement réel du capital sol dans la production.
- L'effet marginal de la conservation on-site du capital sol est égal au taux du salaire du marché
- La valeur du produit marginal du travail est égale au taux du salaire, majoré de la valeur implicite de l'épuisement des sols

L'interprétation des conditions à l'état stationnaire suggère deux relations fondamentales:

- l'érosion des sols due à leur mise en culture est compensée par la conservation des sols
- Le prix implicite du capital sol est égal à la valeur actualisée de son usage productif futur.

La stratégie optimale de gestion du sol caractérisée par le niveau optimal de travail utilisé dans la conservation et la production à tout instant peut être identifiée, de même que l'évolution du stock de capital sol correspondant.

¹² Avec p : prix de vente récolte ; F : fonction de production agricole; L_q : Temps de travail pour la production; w : coût du travail; L_c : Temps de travail pour la conservation ; r : Taux d'actualisation social; $g(L_c)$: impact du travail sur le capital sol; $h(L_q)$: impact de la production sur le capital sol; σ : régénération naturelle du sol ; S_0 : profondeur initiale du sol

Dans ce modèle simple où le travail est le seul facteur de production d'ajustement du producteur, ce dernier sera amené à arbitrer entre le coût marginal de conserver son capital sol et les bénéfices qu'il peut tirer de son exploitation. Dès lors, il sera plus onéreux de conserver un stock de capital très élevé, c'est à dire proche de S_0 . Au niveau de stock S_0 , le coût de conservation du sol est bien plus élevé que les bénéfices découlant de son exploitation. Il est donc plus rationnel du point de vue économique pour l'agriculteur, de laisser décroître ce stock de capital (phase de transition), jusqu'au point d'équilibre stationnaire. A ce point d'équilibre, le profit intertemporel de l'agriculteur est maximisé, ou bien son coût total est minimisé. Le modèle d'Ollivier (2010), suggère aussi que le coût de dégradation des sols correspond plus à des revenus perdus qu'à des coûts nécessaires pour les investissements de conservation.

Ce modèle a été enrichi, en la généralisant pour une optimisation du bien être social, marqué par la prise en compte de l'érosion ou non, comme l'ont suggéré (McConnell 1983; Goetz 1997). Ainsi, on obtiendra un optimum privé lorsque les effets off-site de l'érosion ne sont pas pris en compte, et un optimum social lorsqu'ils sont intégrés.

Enfin, Burt (1981) avait suggéré un modèle sur la conservation des stocks basé sur la profondeur du sol et la matière organique comme variable de stock. La méthodologie de cette étude était basée sur l'approximation linéaire de l'équation fonctionnelle de programmation dynamique au voisinage du point d'équilibre. Les résultats de cette étude ont une fois de plus confirmé qu'une augmentation des prix des produits agricoles accroît la dégradation des sols. Cependant, les résultats empiriques de ce modèle ont relevé qu'une intensification agricole par des techniques et une fertilisation appropriées sont bénéfiques à court et à long terme pour les agriculteurs. Les éventuelles pertes en terre par érosion étant largement compensées par la production fourragère.

Les modèles de conservation des sols montrent bien comme l'a déjà soulevé Barbier (1990 et 1996), qu'il y a des circonstances qui feront qu'un agriculteur rationnel, qui ne considère que la productivité du sol, a plutôt intérêt à accroître les pertes en sol dans le temps. Ces circonstances sont surtout liées à la rationalité de l'agriculteur, c'est à dire de ses objectifs et contraintes à long terme.

3.3. Les modèles d'optimisation du capital sol

Il s'agit surtout des modèles jusque là élaborés sur la gestion des sols, mais ne focalisant pas strictement sur l'érosion ou la conservation des sols, mais repose sur une vision à peu près complète en terme de capital sol, même si insuffisante.

On peut mentionner le modèle théorique du « soil mining », mobilisé par Brekke et al. (1999) et qui introduit l'impact de l'érosion sur le stock d'éléments nutritifs du sol, et l'apport d'éléments fertilisants comme investissement pour la qualité des sols. Dans ce modèle, la dynamique du stock d'éléments nutritifs est donnée par :

$$N = F - Qn - \beta E$$

où F est la quantité de fertilisants apportés, n est la quantité unitaire d'éléments minéraux utilisés pour produire la récolte Q , et βE est la quantité d'éléments nutritifs perdue par suite d'érosion E .

La production est formalisée par une fonction de Cobb-Douglas comportant trois facteurs : le capital manufacturé, le travail et les éléments minéraux du sol.

L'érosion est une fonction du rendement, et de paramètres du climat et de la pente.

$$E = \Phi \cdot \exp(-bQ)$$

Ce modèle d'exploitation minière du sol a l'avantage de se fonder sur une approche en terme de capital, mais également de poser les apports en éléments nutritifs comme un investissement pour la conservation du stock d'éléments nutritifs, et donc de la productivité. Une augmentation marginale du rendement a deux effets opposés : elle accroît l'utilisation des éléments minéraux du sol, et réduit l'érosion. Cette approche complète donc bien une approche en termes d'érosion stricto-sensu.

Les travaux de Yirga et Hassan (2010) fournissent une démarche plus complète en termes d'optimisation du bénéfice social dans la gestion des sols. Ces travaux ont permis d'expliquer les sources de divergence entre optimum privé et social, en marché imparfait, en établissant que les taux d'actualisation des agriculteurs sont plus élevés que ceux de la société, conduisant ainsi à une surexploitation des nutriments du sol.

Le modèle de Yirga et Hassan (2010) repose sur la maximisation de la somme des revenus nets futurs des agriculteurs, par le choix des variables de contrôle que sont le niveau de fertilisation (F), le travail pour la conservation (Ls) et la production (Ly), puis le capital pour la production et la conservation (Ky). A l'état stationnaire, le taux de change du stock de ressource et son prix implicite sont nécessairement nuls. Un modèle empirique a été testé, et comparé à la solution théorique du problème de contrôle optimal. Les principales conclusions ont établi que :

- à l'état stationnaire, les niveaux de production et d'utilisation d'intrants sont significativement différents des solutions théoriques attendues, suggérant que les conséquences à long terme des décisions n'ont pas été incorporées dans la décision statique du modèle empirique
- Les pratiques des petits agriculteurs intègrent une perte nette en nutriments, traduisant un taux d'actualisation très élevé de ces derniers, et une surexploitation de la ressource alors surévaluée,
- Les apports en éléments nutritifs par les engrais divers, et les efforts de conservation réels se situant au delà des solutions optimales théoriques, suggèrent que les agriculteurs considèrent d'une certaine manière les conséquences dynamiques de la dégradation des sols.

Ces résultats obtenus en raisonnant en terme de capital sol, tendent à renforcer l'idée que les politiques publiques favorisant la conservation des sols, même si elles n'accroissent pas forcément la productivité agricole des agriculteurs (bénéfices privés) engendrent des gains sociaux liés à une meilleure gestion des sols.

Conclusion partielle

La revue bibliographique sur le capital sol nous a permis d'en justifier l'utilité, de définir ce concept, en même temps que de lui donner un contenu conceptuel en abordant les questionnements connexes de valeurs associées, taux d'actualisation et de rationalité des acteurs individuels par rapport à la collectivité prise dans son ensemble. Un retour sur les différents travaux de modélisation en terme de contrôle optimal a aussi permis de se rendre compte que, dans l'analyse des problèmes associées à la gestion des ressources en sol, les objets de recherche peuvent différer en fonction de ce qu'on s'intéresse uniquement au service de production agricole ou bien si on leur associe aussi les autres services

écosystémiques désormais reconnus à cet écosystème. Suivant le cas, on peut avoir besoin de mobiliser des outils théoriques de l'économie de production ou bien étendre ce cadre à l'économie des ressources naturelles. D'autre part, il ressort des différentes études que la démarche de modélisation peut consister en une maximisation des revenus agricoles, ou bien une minimisation des coûts de dégradation des sols. Ces deux problématiques sont en réalité déjà nettement différentes, et peuvent encore complètement diverger lorsque les variables de contrôle consistent en des choix entre des niveaux de technologie différents (choix des cultures ou choix des niveaux de fertilisation par exemple).

Il faut ajouter à cela que les tentatives d'évaluation empirique des bénéfices et des coûts de l'érosion et des politiques de conservation des sols pèchent par l'absence d'un concept de capital sol, et d'un modèle théorique de référence qui, seuls, auraient permis de fonder un diagnostic solide sur la surexploitation et le sous-investissement dans le capital naturel que constitue le sol.

Enfin, si les modèles de contrôle optimal et le concept de capital sol sont bien en mesure de fournir un cadre formel adapté pour une gestion durable du capital sol, notamment en fournissant un concept de coût d'usage qui permet de dépasser les limites de la mesure du coût instantané de l'érosion, ils peuvent se révéler eux-mêmes limités dans leur capacité à prendre en compte des interactions complexes entre pratiques agronomiques et dynamiques des éléments constitutifs du sol.

Chapitre 4 : Le modèle théorique du Capital sol

Dans ce chapitre, nous procédons à l'élaboration d'un modèle du capital sol sur la base des enseignements tirés des modèles présentés dans le chapitre 5, puis nous les enrichissons par un nouveau cadre théorique qui nous permet de mieux prendre en considération les services écosystémiques rendus par les sols, en plus de leur fonction de production agricole ou forestière.

Le point de départ de notre exercice de modélisation en contrôle optimal est celui du choix des variables de contrôle les plus pertinentes. Cela sera fait dans la première partie du chapitre, qui consistera à jeter les bases proprement dites de la modélisation. Nous aurons recours dans la deuxième partie, au renouvellement des fondements méthodologiques nécessitant de préciser les bases biophysiques (agronomiques) et économiques permettant de fonder notre modèle bio-économique. Dans la dernière partie du chapitre, sera développé le modèle proprement dit, ainsi que les perspectives économiques en termes de gestion du capital sol.

1. Modèle du Capital sol intégrant la matière organique comme point de départ

Le modèle de départ est celui du capital sol proposé par Ollivier (2010), et dans lequel la matière organique est le seul proxy utilisé.

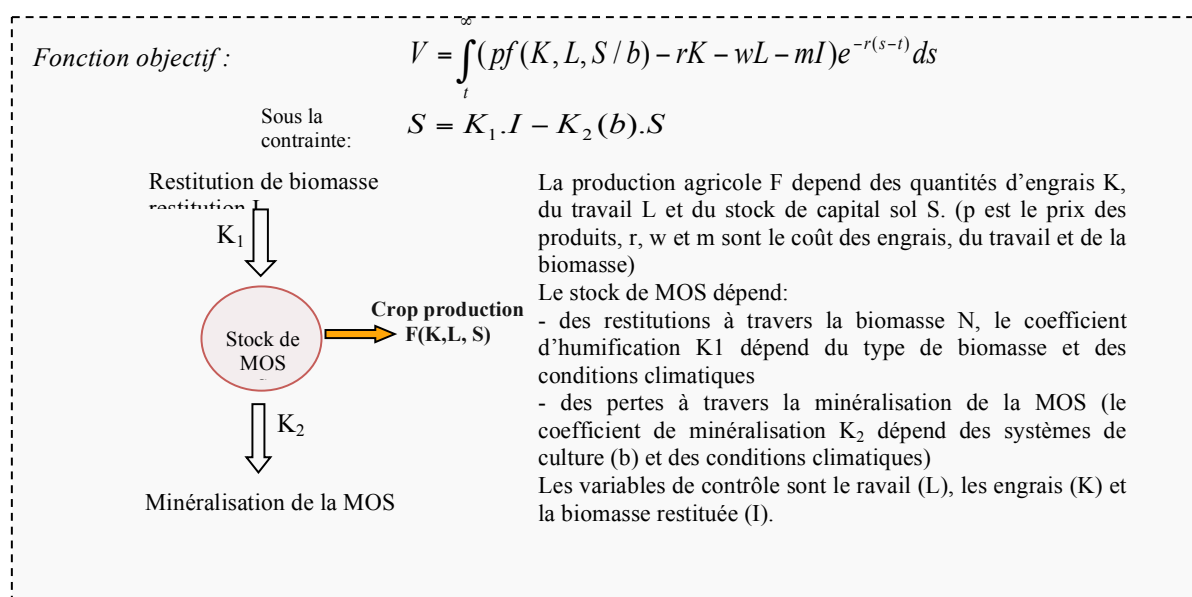


Figure 4: Modèle conceptuel du capital sol à partir de la matière organique (Source: Ollivier 2009)

D'un point de vue de la production agricole ou forestière stricte, ce modèle est assez explicite. L'apport supplémentaire de la démarche de modélisation de Ollivier (2010) est qu'elle permet désormais de substituer dans les modèles économiques, l'utilisation de la variable de contrôle « profondeur du sol » à celle agronomiquement plus fondée de matière organique des sols.

Plusieurs auteurs soulignent que la matière organique des sols (MOS) est un bon indicateur de la productivité des sols (Bationo et al. 2007; Lal 2009; Sá et al. 2009). Son rôle dans la fertilité des sols est notamment dû à son importance déterminante en tant que source de nutriments, et comme élément stabilisateur des flux physiques dans le sol à travers son impact positif sur plusieurs propriétés du sol.

La MOS est d'abord une source importante en éléments nutritifs. Pieri (1989) signale qu'elle est la principale réserve en azote et en soufre, mais aussi en phosphore minéral pour les sols tropicaux. Le rôle stabilisateur de la MOS est multiple. La Capacité d'Echange Cationique (CEC¹³) des sols par exemple dépend grandement de sa teneur en matière organique. De même, la MOS joue un effet tampon sur le pH¹⁴ d'un sol, c'est-à-dire contribue à le ramener vers la neutralité. Par ailleurs, la MOS améliore le stockage de l'eau dans le sol, et contribue à la stabilité des conditions physiques et biologiques du sol (Palm et al. 1997; Manlay et al. 2007).

Toutefois, ce modèle semble incomplet car il traduit uniquement le rôle des sols dans la production agricole, et ignore l'ensemble des autres services écosystémiques, qui sont considérés comme entièrement intégrés à la MOS. La valeur même du capital sol s'en trouve réduite, et nécessite d'être corrigée. De plus, la complexité du rôle de la MOS dans sa contribution à la fertilité des sols est mal exprimée. Ainsi, exprimé comme un facteur positivement corrélé à la fertilité des sols, son rôle dynamique et multifonctionnel n'est pas correctement explicité. En réalité, (il s'agit là d'un paradoxe propre à la MOS) bien que son rôle de stabilisateur des flux et du fonctionnement physique et biologique des sols nécessite son accumulation, son rôle majeur dans l'accumulation et la mobilisation des éléments

¹³ La CEC représente la capacité d'un sol à retenir les éléments minéraux et à les rendre disponibles aux plantes (Bationo et al. 2007)

¹⁴ Le pH d'un sol ou potentiel hydrogène reflète le caractère acide ou basique d'un sol. En condition acide (surplus de charges négatives), l'absorption des anions devient difficile pour la plante, alors qu'en condition basique, un excès de charges positives dans le sol inhibe l'absorption des cations (Sebillotte 1993).

nutritifs au bénéfice de la plante exige aussi sa dégradation par minéralisation (Manlay et al. 2007; Lal 2009). Tout cela rend indispensable, si l'on veut prendre le stock de MOS comme un proxy du modèle de capital sol, de pouvoir formaliser cette dynamique différentielle par un modèle mathématique adhoc.

Smith et al. (1997) ont comparé la performance de plusieurs modèles de la dynamique de la MOS pour différents usages des sols (prairie, forêts, et parcelles cultivées). Ces modèles sur la dynamique du carbone sont très variables, du plus simple (modèle de Hénin-Dupuis) au plus complexe (modèle du RothC, Century, NC Soil, Daisy Candy, etc.). Même si cette étude n'a pas permis d'établir exactement une échelle de précision entre les différents modèles, elle a permis de conclure que les modèles les plus précis sont ceux intégrant un maximum de paramètres (Pansu et al. 1996). Toutefois, pour des besoins de modélisation, il est nécessaire que le modèle biophysique garde une simplicité au départ, qui permettra d'intégrer d'autres paramètres économiques tout en gardant une certaine logique du modèle final (Barbier et Bergeron 1999; Clark 1990; Brouwer et van Ittersum 2010). Nous nous trouvons bien face à un dilemme habituel dans la construction des modèles bio-économiques. Il s'agit en effet de conserver les aspects les plus pertinents du modèle, tout en acceptant une certaine dégradation de sa précision, afin de satisfaire aussi le critère de pertinence économique.

Notre choix s'est donc porté sur le modèle de dynamique des sols proposé par Hénin et Dupuis (1945), et établissant la dynamique comme une fonction des restitutions en résidus de culture et des pertes par minéralisation de la MOS présente dans les sols.

$$dC/dT = - k_2C + k_1A$$

Avec dC/dT étant la variation du carbone du sol (fonction linéaire de la MOS) par rapport au temps ; k_2 le taux de minéralisation du carbone organique c'est à dire son coefficient de minéralisation ; k_1 le coefficient d'humification des résidus de culture restituées au sol ; C le stock de carbone organique du sol ; et A le taux d'augmentation annuel du carbone au sol sous l'effet des pratiques culturales.

Ce modèle simple de la dynamique du carbone (et par conséquent celle de la MOS) sera explicitement intégré au modèle de contrôle optimal à construire, ce qui permettra de mieux représenter à la fois cette dynamique de la MOS, comme celle des éléments nutritifs provenant à la fois des apports d'engrais et de la minéralisation de la MOS.

2. Spécification des variables de contrôle et arbitrage entre services de régulation et productifs

Dans la perspective d'élaborer un modèle de capital sol, une question fondamentale est celle de décider de fonder notre modèle sur son expression en terme de stock ou bien une définition sur la base des flux des biens et services fournis. Nous avons choisi de construire un cadre rapprochant ces deux définitions, de manière à ce que le capital sol soit fondé sur les services rendus par l'écosystème sol. Le modèle étant défini comme reposant sur les biens et services fournis par le sol, une seconde simplification a consisté à se limiter aux seuls services de « production » et services de « régulation ». Nous ferons donc par la suite une abstraction des services culturels et de support.

La recherche de variables de contrôle pertinentes au sens agronomique pour fonder les services productifs nous renvoie vers le stock d'éléments nutritifs des sols, comme proxy le plus justifié de la fertilité des sols (Bekunda et al. 1997; Giller et al. 1997; Sanchez et al. 1997; Tenywa et Bekunda 2009; Bekunda et al. 2010). La spécification des éléments nutritifs et leur quantification ne seront pas nécessaires dans l'exercice de modélisation, mais le rôle des éléments nutritifs majeurs (azote, phosphore et potassium) sera estimé plus loin dans le cadre du modèle économétrique associé.

Nous avons choisi d'utiliser la MOS comme proxy des services dits de régulation (séquestration du carbone, biodiversité, gestion de l'eau, gestion biologique des sols, etc.) mais intégrée sous la forme d'un modèle dynamique, afin de rendre le modèle cohérent avec la dynamique des flux de MOS et d'éléments nutritifs dérivés.

En effet, plusieurs travaux ont établi la relation entre le taux de MOS et les principaux services de régulation relevant liés à l'écosystème sol (Powlson et al. 2011). La séquestration du carbone par les systèmes de culture a été établi comme étant en relation avec la MOS, dans ce sens que la séquestration du carbone représente un différentiel positif dans le stock de MOS à deux périodes successives de mesures (Diagana et al. 2007; Nelson et al. 2008; Stringer et al. 2012). De même, la relation entre le taux de MOS et la biodiversité a été mise en évidence par Giller et al. (1997), Bullock et al. (2011), et Christie et Rayment (2012). D'autres travaux ont établi l'impact du taux de MOS sur l'efficacité dans la gestion de l'eau (Lal 1993; Roose et Ndayizigiye 1997; Tenywa et Bekunda 2009), et la gestion biologique

des sols par les systèmes de culture (Chaussod 1996; Uphoff 2006; Brévault et al. 2007; Ayuke et al. 2011).

D'autre part, le rôle stabilisateur de la MOS sur les services de production a déjà été précisé plus haut, de même que son double effet sur le stock d'éléments fertilisants et sur ces diverses fonctions de régulation. En effet, le stock de MOS est l'un des facteurs de la productivité à long terme des sols. Considérer son rôle dans la préservation de la qualité des sols est essentiel pour développer des pratiques agricoles durables (Pieri, 1989). Palm et al. (2007) ont établi qu'une diminution du taux de MOS entraîne une baisse de la croissance des plantes et des rendements. Par ailleurs, cette diminution du taux de MOS entraîne également la dégradation des caractéristiques physiques du sol, entraînant la compaction des sols, l'érosion et une mauvaise gestion de l'eau sur la parcelle soumise à l'érosion. Des quantités de plus en plus élevées d'engrais sont alors nécessaires pour compenser une baisse du taux de MOS des sols (Sá et al. 2009).

En définitive, comme l'ensemble de ces auteurs, et malgré une corrélation forte entre le taux de MOS et la productivité des sols, nous estimons comme Ayuke et al. (2011), Saad et al. (2011), et Wurst et al. (2012) que son rôle est plus prépondérant dans la stabilisation de la productivité que dans son expression directe.

Pour compléter le modèle bio-économique du capital sol, la dimension économique sera introduite à travers la théorie du contrôle optimal, mais également à travers d'autres paramètres du contrôle optimal liant la quantité de biomasse restituée au sol aux besoins du producteur. Ce cadre de la modélisation inter-temporelle ainsi adoptée nous permet notamment de donner un sens économique aux expressions communément utilisées de « dégradation de la terre » et permet d'espérer l'obtention d'indicateurs de gestion utiles pour la gestion tant privée que sociale du capital sol.

3. Modélisation et perspectives sur le capital sol

3.1. Les variables du modèle

La fonction objectif est définie par :

$$\max_{n \geq 0, k \in [0,1]} \int_0^{\infty} e^{-\rho t} \left[a(1-k)f(N) - b[(1-k)f(N)]^2 - \Phi(n) \right] dt$$

Cette fonction d'objectif est en fait l'expression de la valeur du capital sol : c'est la valeur capitalisée sur un horizon infini du flux de profit dégagé par la production agricole. Elle est fondée sur deux variables de contrôle.

La fonction de profit instantanée est quadratique dans la production de biomasse, $f(N)$, et dépend bien entendu de la quantité d'engrais minéraux utilisée.

Les contrôles du modèle sont n , la quantité d'engrais minéraux apportés, et k , qui est la fraction de la biomasse produite qui est restituée au sol. Cette formalisation est parfaitement adaptée au cas de la biomasse produite dans les espaces naturels, ou à celui des fourrages. Il peut être moins légitime pour les productions de grains ou de fibres. Nous l'utiliserons néanmoins pour conserver la simplicité du modèle.

La production de biomasse dépend seulement du stock de nutriments N , indépendamment de son origine. Il faut rappeler que le stock des nutriments peut provenir des apports d'engrais minéraux ou de la minéralisation de la MOS.

Nous avons choisi de définir une fonction de profit quadratique en k , afin de mieux prendre en compte les coûts variables de récolte et d'enfouissement de l'engrais et des résidus.

De même, nous choisissons de définir une fonction de coût des apports d'engrais de forme quadratique, ce qui peut se justifier car, pour épandre une quantité croissante d'engrais, il faut, pour des raisons d'efficacité de leur utilisation par les plantes, réaliser plusieurs passages sur la même parcelle.. On a donc :

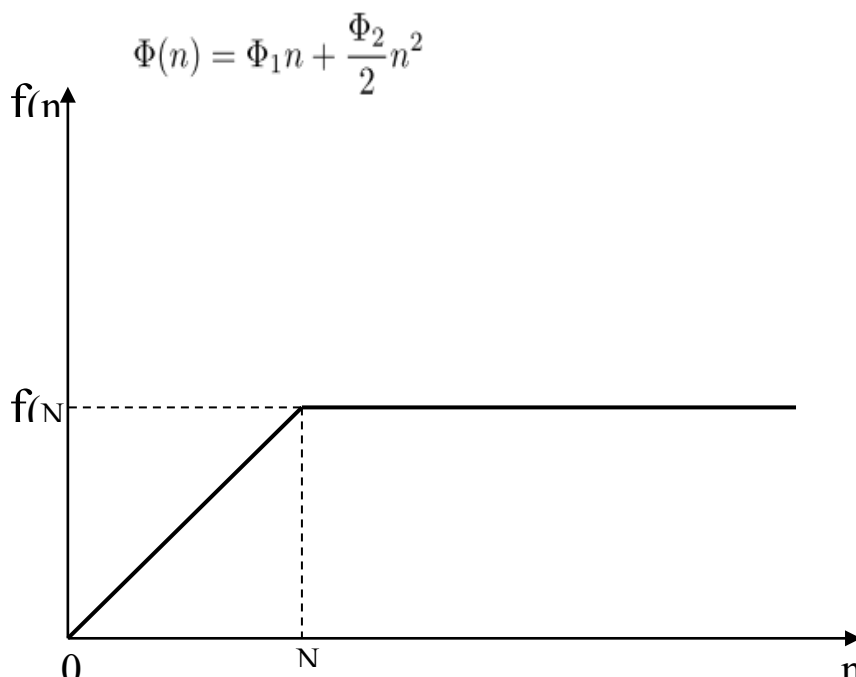


Figure 5: évolution de la production en fonction des apports de fertilisants minéraux

La fonction de production de la biomasse est linéaire par morceaux, la phase plateau traduisant l'existence de facteurs limitants indépendants de N, comme l'eau ou la température, en conformité avec la loi de Von Liebig dite des facteurs limitants (Grimm et al. 1987; Berck et Helfand 1990; Paris 1992; Berck et al. 2000).

$$\begin{aligned} f(N) &= \beta N & N \in]0, \check{N}[\\ f(N) &= \beta \check{N} & N \geq \check{N} \end{aligned}$$

Le premier cas correspond à la production lorsque les disponibilités en nutriments sont inférieures aux besoins des plantes, dans ce cas, c'est N qui est le facteur limitant. Le second cas correspond à la phase plateau au cours de laquelle la production est constante, car ce sont d'autres facteurs (par ex. l'eau ou la température) qui sont limitants.

Dynamique de la matière organique

Dans notre modèle, la matière organique du sol évolue sous l'effet d'un processus d'humification qui lui permet de s'accumuler à partir des restitutions de résidus de récolte, et de se volatiliser par un processus complémentaire de minéralisation (Hénin et Dupuis 1945). Cette minéralisation de la matière organique alimente le stock de nutriments du sol (N), directement assimilable par les plantes. Les apports d'engrais minéraux contribuent aussi à ce stock, sous la forme de la fonction $\chi(n)$:

$$\begin{aligned} \dot{M} &= kf(N) - \gamma M & (\lambda) \\ \dot{M} &= \gamma M + \chi(n) - \nu N & (\mu) \end{aligned}$$

$M(0)$ et $N(0)$ données. $M \geq 0$, $N \geq 0$

Notons v le coefficient technique de N, il traduit la consommation d'éléments nutritifs correspondant à la production de biomasse $\beta\bar{N}$. Quand $N \geq \bar{N}$ la consommation de nutriments est constante et égale à $v\bar{N}$. Nous conservons une forme linéaire simple pour représenter la fraction utile des apports d'engrais minéraux :

$$\chi(n) = \chi n$$

L'apport d'éléments nutritifs via la fertilisation n'est donc pas contrainte, et seule la contrainte économique (le coût d'achat et d'épandage) va limiter en principe l'usage des engrais minéraux.

Pour élaborer la solution de ce problème de contrôle optimal, nous devons écrire son Hamiltonien et rechercher les conditions de 1^o ordre.

Nous allons donc d'abord étudier la solution générale, puis nous étudierons séparément les différents régimes. Enfin, nous rechercherons les combinaisons de régime transitoire qui peuvent donner des politiques durables et économiquement viables.

Hamiltonien (Forme générale)

$$H = \left[a(1-k)f(N) - b[(1-k)f(N)]^2 - (\Phi_1 n + \Phi_2 n^2) \right] + \lambda [kf(N) - \gamma M] + \mu [\gamma M + \chi n - \nu N] + \lambda_{k=0}k + \lambda_{k=1}(1-k) + \lambda_{n=0}n \quad (1)$$

Conditions de premier ordre

$$\frac{\partial H}{\partial k} = -af(N) + 2b(1-k)(f(N))^2 + \lambda f(N) + \lambda_{k=0} - \lambda_{k=1} = 0 \quad (2)$$

$$\frac{\partial H}{\partial n} = -\Phi_1 - \Phi_2 n + \mu\chi + \lambda_{n=0} = 0 \quad (3)$$

$$\dot{\lambda} = \rho\lambda - \frac{\partial H}{\partial M} = (\rho + \gamma)\lambda - \gamma\mu \quad (4)$$

$$\dot{\mu} = \rho\mu - \frac{\partial H}{\partial N} = (\rho + \nu)\mu - f'(N) [a(1-k) - 2b(1-k)^2 f(N) + \lambda k] \quad (5)$$

$$\dot{M} = kf(N) - \gamma M, \quad M(0) = M_0 \quad (6)$$

$$\dot{N} = \gamma M + \chi n - \nu N, \quad N(0) = N_0 \quad (7)$$

$$\lambda_{k=0}k = 0, \lambda_{k=0} \geq 0; \quad \lambda_{k=1}(1-k) = 0, \lambda_{k=1} \geq 0; \quad \lambda_{n=0}n = 0, \lambda_{n=0} \geq 0.$$

Pour faciliter l'étude du modèle, nous décomposerons l'analyse en plusieurs régimes par combinaison des différentes valeurs des contrôles. Il est alors possible d'identifier 6 régimes différents, correspondants à des stratégies de gestion du capital sol différentes, et récapitulées dans le tableau 3.

Tableau 3 : Récapitulatif des six régimes possibles pour chaque situation

Paramètres	n = 0	n > 0
k = 0	Minier strict	Minier compensé
0 < k < 1	Minier atténué	Complémentarité
k = 1	Jachère	Restauration (anti-économique de facto)

3.2. Les différents régimes et leur interprétation

Le régime que nous qualifions de « minier strict » correspond à un mode d'utilisation des sols sans aucune restitution de matière organique, et sans aucun apport d'engrais minéral. Dans la littérature agronomique, ce régime caractérise les systèmes de culture « slash-and-burn », consommateurs d'espace et non durable d'un point de vue écologique, et décrits dans les travaux de Sánchez et al. (1994) et Kleinman et al. (1995). Plus récemment, les travaux de Giller et Palm (2004) ont permis de mieux caractériser leur impact sur la dynamique des nutriments du sol et de la matière organique.

Le régime minier strict peut évoluer facilement par des apports d'éléments minéraux ou bien une restitution partielle des résidus organiques. On peut alors parler respectivement soit du régime « minier atténué » (par la restitution de matière organique) ou bien du régime « minier compensé » (par des apports extérieurs d'éléments nutritifs, notamment à travers les engrais minéraux). Sánchez et al. (1994) et Brady (1996) ont étudié précisément l'effet d'une restitution partielle de la matière organique sur les capacités productives des sols, alors que Juo et Manu (1996), Buresh et al. (1997), Giller et al. (1997) et Giller et Palm (2004) ont évoqué l'effet d'une compensation des pertes de fertilité par des apports extérieurs d'engrais minéraux. Seiter et al. (2004) ont contribué à caractériser les stratégies visant à assurer de meilleures conditions de restitution de la matière organique aux sols, alors que Vanlauwe et

Giller (2006) ont évoqué les conditions de mise en œuvre de ces stratégies, notamment les apports extérieurs d'engrais minéraux, dans les conditions des Pays d'Afrique sub-saharienne.

Le régime dit « complémentaire » en raison de la complémentarité des apports d'éléments nutritifs et de restitution de matière organique sont un compromis idéal constituant le quatrième type étudié. En raison de la meilleure perspective agronomique qu'il introduit, ce régime a fait l'objet de plusieurs travaux dont les plus importants sont Palm et al. (1997), Lal (2009), et Bekunda, et al. (2010). Comme le soulignent ces derniers auteurs, ce régime reste l'un des plus recommandables dans le contexte des pays en voie de développement, en raison du fait qu'il permet de limiter la part des engrais minéraux dans les charges de production, tout en assurant des niveaux de production élevés.

Le régime de « jachère », caractérisé dans notre modèle par une restitution totale de la matière organique produite, a été pendant longtemps une solution transitoire pour la gestion de la fertilité, tant que la disponibilité des sols cultivables le permettait (Bruulsema et al. 2004). Pourtant, la pression démographique et les systèmes d'élevage rendent de plus en plus difficile cette mise en jachère, en réduisant la qualité, de même que la restitution totale visée pour les résidus organiques. Ce régime, pour autant qu'il est nécessaire, ne saurait en lui-même constituer une situation durable, d'autant plus qu'aucune production agricole ne peut en être retirée.

Le dernier régime est celui de la « restauration », dans le sens de restitution totale des résidus de culture, en même temps que les apports extérieurs d'éléments fertilisants minéraux sont effectués. On est dans un contexte de « jachère » améliorée, avec une restitution totale des résidus, accompagnés d'une fertilisation pour répondre aux besoins des cultures, et remplacer les exportations dues aux prélèvements par les récoltes. Même si ce régime peut avoir du sens en agronomie, il reste encore à en justifier la pertinence économique, notamment en fonction des coûts de cette restitution totale et de sa rentabilité. Si nous acceptons de considérer que l'apport exogène de fertilisant peut être effectué gratuitement par le fumier provenant des animaux, il peut néanmoins correspondre à des cas réellement pratiqués.

3.3. La résolution du problème d'optimisation

Tel que défini, le problème appelle une résolution complexe qui doit d'abord passer par la recherche et la définition de solutions stationnaires, puis par celle de régimes transitoires, et enfin par le collage des régimes transitoires et du régime stationnaire.

La complexité du problème provient du fait que, si nous pouvons obtenir analytiquement des solutions explicites pour chacun des régimes appliqués pendant une certaine période, il est aussi possible d'obtenir des profils de gestion durable en combinant dans le temps une succession de régimes. Par exemple, en combinant une période d'exploitation minière du capital sol avec une période de jachère compensée, nous pouvons obtenir à long terme un résultat satisfaisant, qui, selon les prix relatifs des intrants et des produits agricoles, sera plus ou moins optimal. Du point de vue combinatoire, le problème est très complexe. Du point de vue économique, on peut espérer que si un régime domine les autres dans des conditions identiques de prix relatifs, ce sera le régime soutenable à retenir.

Recherche de l'état stationnaire pour chaque régime

Régime minier strict

Pour le régime minier strict ($k = 0, n = 0$), on aboutit en temps fini à un état stationnaire correspondant à la ruine économique ($M = 0, N = 0, f(N) = 0$). Il n'est théoriquement pas souhaitable.

Par ailleurs, les conditions pour l'état stationnaire sont impossibles pour les deux cas de $f(N) = \beta N$ car $\beta < \nu$ et $f(N) = \beta \bar{N}$.

On peut donc conclure qu'une agriculture minière, sans apport de fertilisants et sans restitution de matière organique au sol n'est pas optimale d'un point de vue économique et l'état stationnaire à l'infini est impossible à obtenir.

Régime de Jachère

Ce cas correspond à $k = 1$, et $n = 0$. Il n'y a pas d'exploitation économique de la biomasse, qui est restituée intégralement au sol,

$$\begin{aligned} \dot{M} &= \beta N - \gamma M && (M_0) \\ \dot{N} &= \gamma M - \nu N && (N_0) \end{aligned}$$

- Lorsque $N < \bar{N}$, c'est à dire $f(N) = \beta N$, on obtient un état stationnaire du régime de restauration de la matière organique car $\beta > \nu$, la condition est alors $\lambda_{n=0} = \phi_1$

- Lorsque $N \geq \bar{N}$, on ne peut obtenir d'état stationnaire, car cela impliquerait l'égalité de β et de v . L'accumulation de matière organique peut se poursuivre, mais au détriment de l'exploitation économique, car on aurait alors $\lambda_{k=1} = -a\beta\bar{N}$, ce qui ne peut être possible. La jachère ne peut donc être qu'un état transitoire.

On peut conclure que le régime de jachère peut être stationnaire lorsque $N < \bar{N}$, mais que la condition $\lambda_{n=0} = \phi_1$ rend l'optimalité impossible car antiéconomique.

Régime de restauration

Une restauration du capital sol plus rapide que par la jachère peut être obtenue avec

$k = 1$ et $n > 0$.

- Lorsque $N < \bar{N}$, c'est à dire $f(N) = \beta N$, l'état stationnaire est impossible car il faudrait alors que $n = -\frac{\phi_1}{\phi_2}$
- De même, lorsque $N \geq \bar{N}$, ce régime ne peut être en état stationnaire à cause de la même condition sur n .

En définitive, on peut dire que le régime de restauration n'est pas stationnaire car les conditions impliqueraient des prix implicites de l'engrais négatif.

Régime minier compensé

On a $k = 0$ et $n > 0$

- Lorsque $N < \bar{N}$, c'est à dire $f(N) = \beta N$, ce régime peut être stationnaire lorsque les deux conditions suivantes sont remplies :

$$\chi\beta a - \phi_1(\rho + v) > 0$$

et $-\beta\gamma + v\gamma + v\rho + \rho^2 > 0$

- Lorsque $N \geq \bar{N}$, ce régime ne peut pas être stationnaire car la condition $n = -\frac{\phi_1}{\phi_2}$ est impossible à remplir.

On peut donc conclure que le régime minier compensé ne peut être stationnaire que lorsque le stock d'éléments nutritifs n'a pas atteint son seuil de détermination ($N < \bar{N}$). Les conditions pour obtenir un état stationnaire pour ce régime sont alors dépendant de γ .

Régime minier atténué

Ce régime correspond à $n = 0$ et $0 < k < 1$

- Lorsque $N < \bar{N}$, c'est à dire $f(N) = \beta N$, ce régime peut être stationnaire à condition que :

$$\frac{1}{2} \frac{a}{b(\beta - \nu)} < \bar{N}$$

- Lorsque $N \geq \bar{N}$, ce régime peut être stationnaire à la condition que :

$$2 b \beta \bar{N} - a > 0$$

Régime de Complémentarité

On se retrouve dans le cas $n > 0$ et $0 < k < 1$

- Lorsque $N < \bar{N}$, c'est à dire $f(N) = \beta N$, ce régime ne peut pas être stationnaire car la condition $n = -\frac{\phi_1}{\phi_2}$ ne peut pas se remplir
- Lorsque $N \geq \bar{N}$, le régime ne peut pas être stationnaire pour les mêmes raisons.

On peut conclure que le régime de complémentarité, impliquant une restitution de la matière organique et un apport de fertilisant, n'est pas stationnaire. Ce résultat semble contre-intuitif d'un point de vue agronomique, mais s'explique par le fait que dans la spécification du modèle, la matière organique n'est pas strictement perdue par le système, mais transformée en éléments nutritifs. Le prix implicite de la matière organique étant plus faible que celui des éléments fertilisants (coût d'opportunité), on peut très bien comprendre alors que l'application simultanée de la restitution de la matière organique et des apports de fertilisants minéraux ne soit pas économiquement optimale, car induisant des prix implicites négatifs. Ce résultat pourrait être totalement différent si on pose l'hypothèse de l'exportation de matière organique de la parcelle, qui ferait alors varier la proportion relative des prix implicites.

Tableau 4: Caractéristiques de l'état stationnaire pour chaque régime, $f(N) = \beta N$, $N < \bar{N}$

Régime	Conditions état stationnaire	Interprétation
Minier strict ($k=0$; $n=0$)	$\Phi_1 - \frac{a - \beta\chi}{\rho + \nu} > 0$	Possible, mais non souhaitable
Minier atténué ($0 < k < 1$; $n=0$)	$\frac{1}{2} \frac{a}{b(\beta - \nu)} < \bar{N}$	Etat stationnaire possible
Minier compensé ($k=0$; $n>0$)	$\chi\beta a - \varphi_1(\rho + \nu) > 0$ et $-\beta\gamma + \nu\gamma + \nu\rho + \rho^2 > 0$	Etat stationnaire possible mais dépend de γ
Complémentarité ($0 < k < 1$; $n>0$)	$n = -\frac{\phi_1}{\phi_2}$	Etat stationnaire impossible car $n > 0$
Restauration ($k=1$; $n>0$)	$n = -\frac{\phi_1}{\phi_2}$	Etat stationnaire impossible car $n > 0$
Jachère ($k=1$; $n=0$)	$\lambda_{n=0} = \phi_1$	Possible mais peu probable car antiéconomique

Tableau 5: Caractéristiques de l'état stationnaire pour chaque régime, $f(N) = \beta \bar{N}$, $N \geq \bar{N}$

Régime	Conditions état stationnaire	Interprétation
Minier strict ($k=0$; $n=0$)	$N = 0$	Etat stationnaire impossible car $N \geq \bar{N}$,
Minier atténué ($0 < k < 1$; $n=0$)	$2 b \beta \bar{N} - a > 0$	Etat stationnaire possible
Minier compensé ($k=0$; $n>0$)	$n = -\frac{\phi_1}{\phi_2}$	Etat stationnaire impossible car $n > 0$
Complémentarité ($0 < k < 1$; $n>0$)	$n = -\frac{\phi_1}{\phi_2}$	Etat stationnaire impossible car $n > 0$
Restauration ($k=1$; $n>0$)	$n = -\frac{\phi_1}{\phi_2}$	Etat stationnaire impossible car $n > 0$
Jachère ($k=1$; $n=0$)	$\lambda_{k=1} = -a\beta N < 0$	Etat stationnaire impossible car $\lambda_{k=1}$ strictement positif

3.4. Interprétations du modèle

Nous avons défini un modèle du capital sol à deux stocks, M , la matière organique du sol, et N , le stock d'éléments minéraux directement assimilables par les plantes. Par le processus de minéralisation de la matière organique des sols (M), la biomasse restituée au sol contribue donc à l'élaboration du stock de nutriments N , et comme les éléments apportés sous forme

d'engrais et ceux qui proviennent de la minéralisation de M sont strictement substituables dans la nutrition des plantes, la question économique qui se pose est celle de savoir quelle est la combinaison optimale entre les deux sources de N.

La réponse à cette question dépend de la façon dont nous construisons la fonction d'objectif du problème. Nous avons choisi une forme quadratique en $f(N)$, incorporant le produit brut et le coût de récolte, et un coût de la fertilisation qui se décompose en coût d'achat et coût d'épandage des engrais. Dans ces conditions, la biomasse est restituée au sol sans coût, et la matière organique du sol n'a qu'un coût d'opportunité (le bénéfice perdu en vendant une partie de la production sous forme de grain ou de fibres par ex.).

Nous proposons de nous limiter aux conditions de premier ordre et leur interprétation. La résolution du Hamiltonien en n et k , les deux contrôles, donnent les relations suivantes :

$$\frac{\partial L}{\partial n} = -\varphi_1 - \varphi_2 n + \mu\chi + \lambda_{(n=0)} = 0$$

Le prix implicite associé à la solution en coin ($n=0$) devient positif quand $n=0$.

Quand n est positif, il vaut :

$$n = \frac{\mu\chi - \varphi_1}{\varphi_2}$$

L'usage des engrais minéraux tend donc vers zéro quand leur prix se rapproche du prix implicite du stock d'éléments minéraux du sol ou user cost. Or, ce prix implicite est d'autant plus faible que le stock est important.

Quand $\varphi_1 - \mu\chi > 0$, il devient plus avantageux d'utiliser la matière organique du sol comme source de nutriments, et $n=0$.

$$\frac{\partial L}{\partial k} = f(N)[2bf(N)(1 - k) + \lambda - a] = 0$$

Cette deuxième condition sur le contrôle k revient à dire que le coût d'opportunité de la biomasse vendue sous forme de produit agricole dépend de l'écart entre le prix des produits agricoles et le prix implicite de la MOS (le stock M dans notre modèle). Quand le stock M est élevé, son prix implicite est faible, et le coût d'opportunité de restituer de la biomasse au sol devient élevé.

Ces considérations nous permettent de mieux comprendre les résultats obtenus dans la recherche des états stationnaires du modèle. Ces résultats se décomposent entre les régimes qui ne peuvent être optimaux à l'état stationnaire, et ceux qui peuvent l'être sous certaines conditions sur les valeurs des paramètres.

Par exemple, le régime ($N < \bar{N}$, $n > 0$, $k=0$) peut être optimal et stationnaire si les deux conditions suivantes sont remplies :

$$\chi\beta a - \varphi_1(\rho + \nu) > 0$$

et
$$-\beta\gamma + \nu\gamma + \nu\rho + \rho^2 > 0$$

La première condition dépend des paramètres de productivité des éléments minéraux et des prix. Elle sera remplie pour une large gamme de valeurs des paramètres. Il n'en est pas de même pour la seconde, qui implique un produit entre γ , le taux de minéralisation de la MOS, et la productivité des éléments minéraux, β . Pour qu'elle soit remplie, il faut que le taux de minéralisation soit très faible, à productivité constante des nutriments. Dans ces conditions en effet, on tend à se rapprocher d'un modèle de production indépendant de la MOS, où il faut apporter obligatoirement des engrais minéraux.

Un autre exemple est constitué par le régime ($N < \bar{N}$, $n=0$, $k=0$).

Dans ce régime de double solution en coin, les deux contraintes associées sont actives, et les prix implicites correspondant sont positifs. On a alors la condition :

$$\lambda_{(n=0)} = \varphi_1 - \frac{a - \beta\chi}{\rho + \nu} > 0$$

Cette condition compare le prix des engrais à la différence entre le prix des produits agricoles et la productivité nette de l'engrais (pondérée par un facteur d'escompte).

Si cette différence est grande, et négative, comme c'est le cas, alors la condition sera remplie et le régime pourra être stationnaire et optimal.

Définition de la trajectoire optimale : choix du vecteur de paramètres

Afin de définir la trajectoire de gestion optimale, nous adoptons une démarche par tâtonnement en différentes étapes dite « méthode du collage ». En effet, les différents états

stationnaires possibles correspondant à une situation à l'infini, il faudrait dans un premier temps en retenir un seul parmi ceux possibles¹⁵. Dans un second temps, et à partir des vecteurs de paramètres définis intuitivement, on identifie les différents régimes transitoires qui précèdent le régime stationnaire, à partir d'un instant T. A ce point T, la solution respectera les conditions de continuité, de même que la transition privilégiera de part et d'autre les régimes dont l'état sera le plus rapproché de celui du régime stationnaire prenant la suite à partir de ce point.

A partir des conditions associées à la définition de la fonction de coût, on peut noter que cette dernière revêt une forme quadratique avec un maximum au point $a/2b$, et que les profits sont décroissants à partir de ce point. Pour la définition des vecteurs de paramètres, et étant donné la forme de la fonction objectif (définie en fonction de la valeur de N, et croissante puis constante à partir d'un seuil critique), il paraît utile de faire un rapprochement entre la valeur de $a/2b$ et celle de \bar{N} .

En tenant compte des plages de variations des paramètres agronomiques et économiques, nous proposons ces deux vecteurs. Le vecteur 1 correspond à une situation où la minéralisation est forte, et où les engrais sont très coûteux. Le vecteur 2 correspond à une situation où la minéralisation est plus lente, et où les engrais sont peu coûteux.

	a	b	\bar{N} ,	ρ	β	ν	χ	γ	φ_1	φ_2
Vecteur 1	1	0.1	5	0.01	30	1	0.7	1	5	10
Vecteur 2	1	0.1	5	0.01	30	1	0.7	0.15	0.2	0.1

Ces deux vecteurs vont faire émerger une trajectoire de gestion optimale associant une phase de transition correspondant à un régime de complémentarité ($0 < k < 1$, et $n > 0$) jusqu'au point de transition T, avec une phase terminale qui correspond au régime minier atténué ($0 < k < 1$, et $n = 0$). Cette solution est optimale car elle vérifie les conditions suffisantes d'Arrow. Cette trajectoire est donc bien favorable dans une phase de transition basée sur un apport

¹⁵ Nous rejetons le régime minier strict ($k=0$ et $n=0$) pour la condition limitative liée au cas $\phi_1 = 0$ car on aurait alors un état stationnaire impossible. De même, le régime minier compensé ($k=0$ et $n > 0$), dont l'état stationnaire dépend de γ semble ne pas être le meilleur car à cause des contraintes spécifiques sur β (valeur nécessairement très grande). Il reste donc la seule possibilité du régime minier atténué ($0 < k < 1$, et $n = 0$).

complémentaire de matière organique et de fertilisation minérale, puis, à la gestion durable des résidus de récolte.

Discussions

Les résultats liés à l'état stationnaire des différents régimes de gestion du capital sol ont permis de marquer en fonction du paramètre de la vitesse de minéralisation des solutions optimales privilégiant la gestion de la matière organique, ou bien la complémentarité entre la matière organique et la fertilisation minérale. En reprenant les principales propositions techniques d'investissement sur le capital sol listées par Ekbom (2009), on peut alors faire l'hypothèse de leur classement en fonction de leur effet positif croissant sur le capital sol de manière suivante :

- Les mesures de conservation physique des sols par les aménagements divers des parcelles de culture et la lutte contre le ruissèlement et l'érosion des sols. Ces ouvrages sont essentiellement des investissements de conservation, et leur effet sur l'augmentation du stock de matière organique et de nutriments au sol est marginal ou nul en fonction du rôle joué par les biomasses végétales (Walker 1982; Graaff 1993; Barthès et Roose 2002). Même si les disservices en amont sont limitées, ces mesures techniques sont insuffisantes pour augmenter le stock du capital sol, ou le flux de services générés.
- La fertilisation minérale, qui est un investissement permettant d'augmenter le stock de la composante minérale de ce capital, et, indirectement la production de la biomasse végétale qui aura un impact sur la dynamique du carbone. Toutefois, l'effet de la fertilisation minérale semble plus important pour les services de production, et, lorsque le ruissèlement et l'érosion ne sont pas maîtrisés, le flux de disservices environnementaux peuvent être importants en aval (Barthès et Roose 2002). Loehman et Randhir (1999) relèvent d'ailleurs que même en absence d'érosion, les apports d'engrais minéraux mal maîtrisés peuvent contribuer à polluer les nappes phréatiques. Chaussod (1996), Kim et al. (2000) et Bone et al. (2010) préconisent alors que les apports de fertilisants doivent s'attacher à répondre aux besoins de la plante, et permettre le maintien du stock de nutriments des sols constant.
- L'application de la fumure organique (terres de parc, compost ou fumier), en fonction de leur niveau de décomposition, consiste en un apport d'éléments nutritifs à moyen terme, et marginalement à une bonification de la composante organique le temps de

leur minéralisation. La fumure organique peut donc être considéré comme un investissement plus efficient sur le capital sol qu'un apport d'éléments fertilisants minéraux (Ishaq et al. 2002; Sá et al. 2009),

- L'agroforesterie et les engrais verts sont des investissements du capital sol dit à « pool organique » tels que la jachère, car ils contribuent à augmenter le taux de matière organique des sols, et indirectement celui de la composante minérale (Sanchez et Palm 1996; Roose et Ndayizigiye 1997; Ekbom 2009; Nezomba et al. 2010). Ils constituent à cet effet des investissements à mesure une bonification durable du capital sol.
- Les mesures agro-écologiques basées sur la gestion biologiques des sols à travers le non-labour, les associations culturales et les couvertures végétales semblent être sur le plan technique les investissements potentiellement à mesure de relever le stock de capital sol et les flux de services écosystémiques, mais nécessitent de prendre en compte une fertilisation minérale appropriée pour assurer les niveaux de productivité de biomasse suffisants.

Conclusion partielle

La modélisation du capital sol en tenant compte des stocks de matière organique et d'éléments nutritifs a permis de distinguer différents régimes d'utilisation des sols et les trajectoires de durabilité qui leur sont associées.

L'analyse des différents états stationnaires a permis de mettre en évidence l'existence des solutions optimales pour le régime de jachère, de minier strict et de minier compensé lorsque le taux d'éléments nutritifs est en dessous du seuil limitant ($N < \bar{N}$). Lors que le taux d'éléments nutritifs dépassent ce seuil, le seul régime stationnaire est celui de la jachère. Ce résultat, confirme la prépondérance d'une gestion organique des sols sur les apports en fertilisants minéraux lorsqu'il n'y a pas de pertes nettes de matière pour le système, c'est à dire lorsque l'arbitrage concerne la valeur productive de la MOS par rapport à sa valeur dans les fonctions de régulation.

Une trajectoire de gestion optimale a été identifiée, et elle combine une phase de transition correspondant à un régime de complémentarité ($0 < k < 1$, et $n > 0$) jusqu'au point de transition T, avec une phase terminale qui correspond au régime minier atténué ($0 < k < 1$, et $n = 0$).

Même si pour des raisons de formulation mathématique les différentes solutions estimées confirment l'intérêt de la matière organique pour le maintien du capital sol, ces solutions restent fortement dépendants des paramètres de modélisation. L'effet de la fertilisation minérale est par exemple dépendant de la vitesse de minéralisation de la matière organique des sols. Par exemple, un taux de minéralisation élevé (γ grand), augmente la disponibilité d'éléments nutritifs, et diminue de fait le poids relatif des engrais minéraux pour le maintien du stock de capital.

Le modèle développé n'ayant pas pris en compte les facteurs technologiques associées aux modes d'utilisation du capital sol, ni même du travail associé à ces facteurs technologiques ou bien au niveau d'apport d'engrais minéraux et de conservation des résidus de culture, nous suggérons à travers un modèle économétrique, de vérifier le poids des différents déterminants du capital sol, et d'examiner leur élasticité pour le capital sol ainsi que la complémentarité ou la substitution entre les différents facteurs.

Chapitre 5: Modélisation économétrique du Capital sol

Après l'élaboration d'un modèle analytique du capital sol, l'objet de ce chapitre est d'en réaliser une estimation économétrique, s'appuyant sur des données obtenues dans le cadre d'expérimentations agronomiques, pour déterminer les poids des différents facteurs. Cette estimation économétrique s'est basée sur l'élaboration du modèle analytique du capital sol prenant en compte les deux composantes organique et minérale du sol comme proxy de stock, mais aussi comme éléments fondamentaux assurant les services liés à l'écosystème sol.

L'estimation économétrique de disposer d'une base de données complètes portant sur le suivi de ses deux composantes organique et minérale. Face à cette difficulté de disposer surtout des données relatives au stock de matière organique des sols comme a pu s'en prévaloir les travaux de Ekbom (2009), notre étude s'est appuyé sur les données issues d'un dispositif de suivi des systèmes de culture sous couvert végétal (SCV), dans la mesure où dans ces itinéraires techniques, l'instrumentalisation empirique de la gestion de la biomasse peut permettre d'approcher les stocks de matière organique à partir des quantités de résidus de culture restituées au sol. Les SCV comme alternative de gestion du capital sol seront donc considérés comme un investissement pour le capital naturel. Ces systèmes de culture feront l'objet d'une description spécifique, notamment en rapport avec les principaux proxy du capital sol qui seront mobilisés.

La dynamique du capital sol dépend de l'évolution des valeurs des variables sur une période de temps assez longue. Des études portant à la fois sur l'ensemble de ces variables et sur des pas de temps assez long sont très rares, pourtant elles semblent nécessaires d'une part pour apprécier la robustesse du modèle analytique proposé, et d'autre part, pour permettre de prendre en compte l'ensemble des déterminants à moyen terme qui interviendraient dans la gestion durable du capital sol (Graaff 1993; Roger-Estrade et al. 2010; Powlson et al. 2011).

L'objet de la modélisation économétrique est d'une part de permettre d'estimer le modèle analytique proposé, mais aussi de préciser le poids des différentes variables déterminant le capital sol. Les objectifs spécifiques de ce chapitre sont de deux ordres : a) proposer un modèle économétrique du capital sol permettant d'établir les relations fonctionnelles entre les différentes composantes du capital sol, et b) estimer la relation entre le capital sol et les autres facteurs d'une part, puis et d'autre part entre les variables propres du capital sol.

L'estimation du capital sol reposera logiquement sur une définition du capital en termes de stock, mais aussi sur la prise en compte des différents types de services générés par ce capital. Toutefois, comme dans les chapitres précédents, nous insisterons sur les services de production d'une part, et sur les services de régulation d'autre part, et avons choisi pour des raisons de simplification méthodologique d'ignorer les services culturels et de support associés au sol.

Tout au long de ce chapitre, la question de la prise en compte de ces deux grands types de services écosystémiques sera considérée. Le choix de la fonction de production comme modèle analytique, même s'il donne une plus grande importance aux services productifs, sera élargi par intégration de nouveaux outils de l'économie des ressources naturelles pour lui permettre de prendre en compte l'expression des services de régulation.

1. Le modèle analytique du capital sol

L'expression du modèle analytique du capital sol qui a servi pour la conception de définition de la fonction de production se présente sous la forme de l'équation simplifiée suivante:

$$K_{\text{sol}} = f(M, N)$$

où M représente le taux de matière organique des sols, et N le stock de nutriments.

Dans le cadre de notre estimation économétrique, nous avons retenu schématiquement d'un côté les variables « productives », c'est à dire le stock de nutriments, directement corrélées au niveau de production agricole. En absence des données d'analyse des sols pour chaque unité, nous avons choisi d'estimer le stock des nutriments en fonction des quantités exactes d'engrais minéraux apportés, ce qui est conforme avec une perspective de durabilité des systèmes de culture. Le stock des nutriments du sol représente le capital permanent, alors que les apports ponctuels extérieurs servent à répondre aux besoins des plantes cultivées (Chaussod 1996; Nakhumwa et Hassan 2008; Fonte et al. 2009; Bone et al. 2010).

D'un autre côté, les variables de « régulation », associées au taux de matière organique des sols, influencent plus les services de régulation associés au sol. Dans leur opérationnalisation, par manque de données précises sur le taux de matière organique des sols, nous avons choisi de décliner ces variables en deux scénarii de conservation totale des résidus de culture, ou bien d'exportation totale. Dans les deux cas, en l'absence de données précises sur le taux de matière organique des sols, la quantité de biomasse effectivement restituée aux sols a été

utilisée, en conformité avec les références qui établissent une corrélation directe avec le taux de matière organique (Pansu et al. 1996; Smith et al. 1997; Bationo et al. 2007; Sá et al. 2009; Conant et al. 2010).

Les Systèmes sous Couvert Végétal et la gestion de la matière organique des sols

Ces systèmes de culture, encore appelés agriculture de conservation, sont basés sur la mise en œuvre concomitante de trois principes qui sont a) un travail minimal du sol, b) le maintien d'une couverture permanente, et c) la pratique des associations et rotations de cultures appropriées. L'ensemble de ces principes concourent à assurer une gestion biologique des sols, et assurer une productivité élevée des facteurs, en même temps qu'une préservation des capacités productives du capital sol (Husson et al. 2006; Seguy et al. 2006).

L'intérêt des SCV réside dans le fait qu'ils constituent une alternative technique potentiellement bénéfique pour assurer à la fois une augmentation des productions, mais aussi la durabilité dans la gestion du capital naturel (Ekboir 2003; Erenstein 2003; Tre et Lowenberg-Deboer 2005; Naudin et al. 2010; Lestrelin et al. 2011).

Différents types de SCV peuvent se distinguer, en fonction des choix des cultures et des plantes de couverture en association. En fonction de la gestion de la couverture du sol (*mulch*), Erenstein (2003) distingue les SCV avec importation de biomasse de couverture (*ex-situ mulch systems*) et d'autres options avec production de biomasse *in-situ*. Cette dernière option est évidemment préférable, car économisant du temps de travail pour le transport et la couverture du sol. Parmi les SCV avec production de mulch *in-situ*, la couverture du sol peut être vivante (*in situ live mulch*) ou bien morte (*in-situ residual mulch*).

Au Nord-Cameroun, les options SCV sur lesquelles a porté notre modèle économétrique sont basées sur une rotation céréales + plantes de couverture / coton. L'année de la céréale correspond à une année de couverture vivante (*in situ live mulch*), et celle du coton à une couverture résiduelle morte (*in situ residual mulch*).

Les travaux de Naudin et al. (2010) et Naudin et al. (2011) avaient déjà permis d'évaluer l'effet de cette rotation SCV sur la production de biomasse aérienne, et le rendement du cotonnier en milieu paysan. Ces études ont alors confirmé une meilleure production de biomasse aérienne grâce à l'introduction de la plante associée, et un gain significatif sur rendement du coton l'année suivante dans les régions les plus sèches. Nos données reprendront la même comparaison en milieu

expérimental, et, grâce au rajout de données économiques, permettront de construire une fonction de production permettant d'estimer le poids de différents facteurs de la production.

2. Le modèle empirique : la fonction de production et les données de panel

Différents modèles empiriques ont été proposés pour identifier les déterminants du Capital sol. Des modèles de type agronomique ont suggéré l'utilisation d'un index composite indicateur de la qualité des sols, mais leur faiblesse résidait dans une mauvaise prise en compte des variables économiques (Deybe 1994; Louhichi et al. 1999; Schönhart et al. 2011). Pour répondre à cela, Ekbom (2009) a proposé un modèle complétant les variables édaphiques conventionnellement utilisées en agronomie pour caractériser les propriétés des sols, par des variables indépendantes socio-économiques, représentant les caractéristiques des ménages (H), les investissements pour la conservation des sols (I), le conseil technique sur la conservation des sols (X), les facteurs de production agricole (PF), et la répartition des cultures (R). L'expression simplifiée du modèle $S = f(H, I, X, PF, R)$; avec S exprimant le capital sol.

D'autres travaux sur la modélisation bio-économique ont souligné la nécessité d'associer aux facteurs agronomiques et des sciences du sol, des facteurs économiques, pour mieux comprendre la variation du capital sol et sa dynamique dans un contexte donné (Barbier et Bergeron 1999; Barbier et Carpentier 2000). Il est ressorti de manière constante dans ces travaux que l'un des facteurs économiques importants est le comportement des agriculteurs par rapport au capital sol, dépendant des caractéristiques de l'exploitation, mais influençant son niveau d'investissement pour la conservation et ses choix d'allocation des cultures (Ekbom 2009).

Nous suggérons de construire un modèle empirique basé sur la proposition théorique du capital sol comme dépendant de deux proxys que sont le taux de matière organique des sols et les apports d'éléments fertilisants. Ce modèle, au contraire de celui proposé par Ekbom (2009), est construit sur des variables directes et non des variables causales et indirectes. Toutefois, il partage d'autres hypothèses avec ce dernier modèle. Par exemple, à l'instar du modèle de Ekbom, les facteurs édaphiques liés à la formation du sol et ses caractéristiques sont considérées comme constants, d'autant plus que notre modèle empirique porte essentiellement sur deux sites expérimentaux comparables.

Nous avons choisi d'estimer une fonction de production liée au capital sol, pour l'estimation économétrique. En effet, la fonction de production en économie permet de déterminer les relations fonctionnelles entre différentes variables déterminant le niveau de production (Beattie et al. 1985; Heady et J. L. Dillon 1961; Griliches et Mairesse 1995; Battese 1997).

En terme d'évaluation économique, la fonction de production correspond à la méthode « dose-effet » ou « dose-response ». Cette méthode consiste à mesurer la valeur d'un actif par l'utilité supplémentaire apportée par cet actif dans le processus de production habituel. (J. Bishop 1995; Perman 2003; Almansa et al. 2011). Pearce et Turner (1990) considèrent qu'à partir du moment où une relation est établie entre une cause et un effet (dommage ou bénéfice), alors le lien entre eux constitue une relation dose-effet.

Basé sur l'estimation d'une fonction de production, Ekbom (2009), dans son modèle économétrique du capital sol a considéré un ensemble de propriété physique et chimique parmi lesquelles le carbone du sol, les macro-éléments primaires, les macro-éléments secondaires, la Capacité d'Echange Cationique, le pH, etc. Les hypothèses sur les macro-éléments d'Ekbom rejoignent les travaux de Giller et al. (1997) et Sanchez et al. (1997) sur le capital sol, qui soulignent individuellement le poids des éléments majeurs azote, phosphore et potassium dans le capital sol.

Dans notre démarche d'utilisation de la fonction de production, celle-ci a été élargie pour tenir implicitement compte des services écosystémiques autres que la production agricole au sens strict. Allant dans le même sens, R. C. Bishop et Welsh (1992), et Barbier et J. Bishop (1995) affirment que cette méthode peut être utilisée non seulement en économie de production pour analyser les relations entre les variables dans le processus de production, mais aussi en y introduisant des outils de l'économie des ressources naturelles (services écosystémiques), en vue d'estimer les déterminants de la gestion durable des écosystèmes naturels.

Dans son sens strict tel que défini par Heady et Dillon (1961) et Beattie et al. (1985), puis repris par Perman (2003), avec l'introduction d'un facteur environnemental, une fonction de production s'écrit sous la forme :

$$Q = f(L, K, T, E)$$

Avec Q représentant la production, K le capital manufacturé utilisé dans le processus de production (intrants agricoles par exemple), et l'utilisation du travail, et T la technologie. Il est aussi possible d'introduire comme facteur de production un indicateur environnemental quelconque, qui pourrait être noté E.

Nous suggérons alors, en partant de ce modèle simplifié, de construire une fonction de production cohérente avec le concept de capital sol. En premier, une transformation de la variable Q, représentant la quantité de produit est nécessaire. Pour mieux traduire un concept de capital renfermant à la fois les services de production et ceux de régulation, nous allons étendre la quantité de produit non pas seulement à la production en graine ou en fibre ayant une valeur de marché, mais à la production totale comprenant également la quantité de biomasse végétale totale. Cette nouvelle variable Q_T sera alors estimée par la somme de la production des récoltes et celle de la biomasse végétale non prise en compte dans l'estimation du rendement agricole.

$$Q_T = Q_Y + Q_B$$

(Avec Q_T représentant la production totale de biomasse, Q_Y la production de grains/fibre, et Q_B la production de biomasse restante).

Cette nouvelle variable intégrée Q_T semble être alors un meilleur proxy pour représenter le capital sol, avec une dimension productive représentée par Q_Y , et une composante additionnelle représentée par Q_B . La quantité Q_T , toutes autres variables maintenues constantes, traduit du point de vue agronomique l'état de la variable de flux des services (production et régulation), et permet donc de garder la cohérence de notre modèle du capital sol.

En réalité, cette composante additionnelle de biomasse de culture constitue la variable d'arbitrage agronomique pour l'évaluation de la dynamique de la MOS. Comme il a déjà été précisé plus haut, le niveau de restitution des résidus de culture est directement lié à la dynamique du carbone (Hénin et Dupuis 1945; Smith et al. 1997). Dans le même temps, le taux de matière organique des sols constituant un bon proxy pour les services de régulation liés à l'écosystème sol (Lal 1993; Barrios 2007; Powlson et al. 2011), Q_B semble être une variable pertinente pour compléter l'expression de Q_T dans notre modèle économétrique. La variable qui correspondra au facteur environnemental E tel que défini dans le modèle de Perman (2003) sera explicitée plus dans le détail dans la partie choix des variables.

K, exprimant le niveau d'utilisation d'intrants dans le modèle simplifié sera conservé dans notre modèle également. Il représentera le niveau d'investissement en capital manufacturé pour maintenir le capital naturel, notamment sa composante productive.

Avec la nouvelle expression de notre fonction de production, nous retrouvons donc bien la définition de Young (2005) qui précise que la fonction de production est la relation qui montre la production maximale pouvant être obtenue à partir de toutes les combinaisons possibles d'intrants données, et à un niveau de technologie donné. Elle définit l'influence d'un changement dans la disponibilité d'une ressource ou de son prix relatif sur les quantités produites et la distribution des revenus.

2.1. Dispositif expérimental

Les sites expérimentaux

L'étude a été conduite sur deux sites expérimentaux en milieu contrôlé, Zouana et Pintchoumba, tous deux situés dans la zone cotonnière du Nord-Cameroun. Le site de Zouana (10°12'N et 14°53'E) est situé sur planosols avec une texture argileuse. Ce site est implanté dans le vieux bassin cotonnier dont la mise en culture s'est intensifiée au début des années 70. La pluviométrie moyenne, l'une des plus faibles de la zone cotonnière, oscille entre 700 et 800 mm/an (Dounias et al. 2002)

Windé Pintchoumba, à environ 250 km plus au sud (8°49'N et 13°44'E), est situé sur luvisols à texture sablo-argileux. Ce site, implanté au sud du bassin cotonnier est représentatif de la partie de la zone cotonnière la mieux arrosée (1100 mm de précipitations annuelles en moyenne). Les sols y sont relativement plus fertiles, du fait d'une mise en culture plus récente (1992).

L'étude a porté sur le suivi en milieu contrôlé¹⁶ de parcelles de comparaison de systèmes de culture. Les performances agronomiques et économiques ont été mesurées pour un système de culture basé sur la restitution totale des résidus de culture (SCV), par rapport au système de culture conventionnel (labour). Les deux systèmes de culture ont porté sur une rotation céréales/coton, avec deux céréales possibles en fonction du site expérimental (le sorgho, -

¹⁶ En milieu contrôlé, les conditions d'expérimentation sont très proches du potentiel technique recommandé, au contraire des expérimentations en milieu paysan. Ainsi, dans le cadre de ces dispositifs, les parcelles sont clôturées pour être protégées de la dent de bétail (dans un contexte de vaine pâture), et les doses d'intrants sont appliqués avec précision, de même que les travaux sont exécutés en temps opportun. Ce type d'expérimentation permet donc d'être très proches des conditions optimales associée à la technologie.

Sorghum bicolor - moins exigeant en nutriments et en eau à Zouana, et le maïs- *Zea maïs*- plus exigeant sur le site de Pintchoumba). Pendant les années de céréales, une plante de couverture a été associée à cette dernière, pour augmenter la production de biomasse. La plante de couverture est alors soit *Brachiaria ruziensis* (graminée, ayant une plus grande concurrence à la céréale) soit *Crotalaria retusa* (légumineuse érigée, moins compétitive pour la céréale).

Les données ont été collectées sur des parcelles élémentaires de 250 m² à Zouana et 200 m² à Windé. La période de collecte des données va de 2004 à 2010. Ces données ont porté sur le rendement en grain, le rendement en biomasse végétale aérienne, les temps de travaux, les quantités d'engrais composé, et d'urée.

Rendement des cultures

Le rendement en grains ou coton grains de chaque culture (maïs, sorgho et coton) est estimé en tonne/ha. Dans le cas où la culture a été associée à une plante de couverture, le rendement en grains de la plante associée n'est pas pris en compte. Ce rendement a été obtenu après récolte et pesage de la totalité de la production en grains (céréales) ou en graine et fibre (coton) de chaque parcelle élémentaire.

Quantité de fertilisants minéraux

Les quantités exactes d'engrais composé et d'urée ont été mesurées. En raison de la fluctuation du prix des engrais pendant la période de suivi, les prix effectifs n'ont pas été pris en compte. Les quantités d'éléments nutritifs majeurs (Azote, potassium et phosphore) ont été déduites, en utilisant par addition des différentes proportions de chaque élément dans chaque formule d'engrais. A travers le niveau de fertilisation, le choix d'investissement pour le capital sol a été scénarisé en tenant compte de trois niveaux d'apport de fertilisants : un faible niveau de fertilisation, un niveau d'engrais recommandé par le conseil technique, et un niveau élevé, exprimant au mieux le potentiel agroclimatique pour la culture.

Biomasse de résidus produits

La production de biomasse à sec a été estimée pour chaque culture après la récolte. Elle est donnée en tonne/ha. La production de biomasse par chacune des trois cultures a été mesurée, ainsi que la production de biomasse par les plantes associées lorsqu'il y en a. Pour les

associations, ces biomasses sont composées de la biomasse de la culture ajoutée à celle de la plante de couverture.

Biomasse restituée ou « *mulch* »

La quantité de biomasse restituée représente la proportion de biomasse produite qui aura été laissée sur la parcelle pour la couverture du sol. Sur les parcelles en itinéraires conventionnels, la biomasse produite est totalement exportée de la parcelle, pour reproduire les pratiques traditionnelles (prélèvement par les animaux, puis mise à feu). La biomasse effectivement restituée est donc considérée comme nulle. Sur les parcelles SCV la biomasse restituée est considérée comme égale aux quantités produites, qui est alors totalement préservé des feux et de la dent de bétail.

Temps de travaux

Les temps de travaux effectifs ont été mesurés pour chaque parcelle en Jours. Pour les parcelles de céréales associées, Ces temps de travaux comprennent uniquement les opérations de préparation du sol, de semis, entretien des cultures, fertilisation et récolte pour chaque culture. En itinéraire SCV, ces temps de travaux intègrent le volume de travail complémentaire dédié à la conduite de la plante de couverture. Un coefficient de 0,7 a été utilisé pour pondérer le travail des femmes.

Pluviométrie

Les précipitations journalières ont été mesurées pour chaque site expérimental. Le cumul annuel a été calculé. D'autres calculs dérivés ont été faits pour estimer des variables composites de la pluviométrie, plus appropriées dans le cadre de la fonction de production agronomique. Il s'agit notamment, la durée totale de la saison pluvieuse (RAINLONG), du nombre de jour de pluies (RAINDAY), de la durée moyenne de jours secs entre deux pluies consécutives (DRY), et de la quantité journalière moyenne de précipitation ramenée à la seule période pluvieuse (AVERAIN).

La prise de données sur 7 campagnes agricoles (2004 à 2010) a permis d'obtenir, à défaut de travailler sur un échantillon très élevé d'exploitations en milieu paysan, un nombre élevé d'observations sur un nombre réduit de parcelles, et surtout de prévenir les biais temporaires causés par des variations d'ordre climatique. Cela a également permis d'avoir l'influence du temps sur le capital sol. Des variables climatiques ont d'ailleurs été associées à l'estimation.

Les tableaux 8 et 9 récapitulent la répartition des parcelles par site expérimental, et par type de culture pendant les 7 années de suivi.

Tableau 6 : Répartition des parcelles suivies par type de culture, système et site

Site	Système	Culture	Plante associée	Nbre parcelles		
Windé Pintchoumba	Conventionnel	Coton	/	170		
		Maïs	/	122		
		Sorgho	/	30		
	SCV	Coton	/	137		
		Maïs	Brachiaria	40		
			Crotalaire	53		
		Sorgho	Brachiaria	21		
			Crotalaire	21		
		Zouana	Conventionnel	Coton	/	42
				Maïs	/	0
Sorgho	/			42		
SCV	Coton		/	105		
	Maïs		Brachiaria	6		
			Crotalaire	6		
	Sorgho		Brachiaria	36		
Crotalaire		36				
Total	/	/	/	875		

Tableau 7: Répartition du nombre de parcelles suivies par année, culture et par site

Site	Syst	Culture	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Total
Windé	Conv	Coton	20	26	20	26	26	26	26	170
		Maïs	20	20	14	20	14	20	14	122
		Sorgho	6	0	12	0	6	0	6	30
	SCV	Coton	20	23	14	26	14	26	14	137
		Maïs	14	17	14	14	14	14	14	101
		Sorgho	6	0	12	0	12	0	12	42
Zouana	Conv	Coton	6	6	6	6	6	6	6	42
		Maïs	0	0	0	0	0	0	0	0
		Sorgho	6	6	6	6	6	6	6	42
	SCV	Coton	24	3	24	3	24	3	24	105
		Maïs	0	0	0	6	0	6	0	12
		Sorgho	3	24	3	18	3	18	3	72
Total	/	/	125	125	125	125	125	125	125	875

2.2. La forme fonctionnelle

Heady et Dillon (1961), puis Beattie et al. (1985), Battese (1997), et Griliches et Mairesse (1995) ont suggéré l'utilisation de la forme généralisée Cobb-Douglas ou bien la forme

Constant Elasticity of Supply (CES) pour illustrer les relations entre les variables et la production agricole. L'un des avantages de ces deux formes fonctionnelles est leur simplicité (Goldberger 1968). Pourtant ces deux formes fonctionnelles ne semblent pas suffisamment réalistes pour estimer une fonction de production agricole, notamment en raison de leur manque de flexibilité (Varian et Thiry 2008). La forme fonctionnelle TRANSLOG leur est donc préférable, notamment en raison de sa capacité à estimer l'élasticité de substitution entre les différents facteurs (Furtan et Gray 2008; Costantin et al. 2009; Lloyd 2012). Ray (1999), Balk (2001), et Kounetas et Tsekouras (2007) ont précisé que cette élasticité de substitution, pourtant nécessaire pour estimer les relations entre facteurs, est considérée comme égale à 1 dans le modèle COBB-DOUGLAS, tandis que dans le modèle CES, elle est différente de l'unité, mais ce modèle exclue toute complémentarité entre facteurs au profit d'une substitution stricte. La fonction TRANSLOG est donc a priori préférable dans le cadre de notre fonction de production, notamment pour permettre de discuter de la substitution entre différentes variables déterminant le capital sol.

Au préalable un test a été nécessaire pour justifier le choix définitif du type de fonction. Pour cela, il a été nécessaire de tester l'hypothèse $H_0 : \beta_{jk} = 0$. Si cette hypothèse nulle est acceptée (β_{jk} non nuls), la fonction COBB-DOUGLAS est la plus adaptée. Le test de ratio de vraisemblance de cette hypothèse est donné par la statistique

$LR = -2 \{ \ln [L(H_0)/L(H_1)] \} = -2 \{ \ln [L(H_0)] - \ln [L(H_1)] \}$, où $L(H_0)$ et $L(H_1)$ correspondent aux fonctions de vraisemblance pour les hypothèses H_0 et H_1 (hypothèse alternative). Ces fonctions représentent les valeurs des ratios de vraisemblance pour les fonctions COBB-DOUGLAS (H_0) et TRANSLOG (H_1). Cette statistique suit la loi de Khi-deux avec un nombre de degré de liberté équivalent aux restrictions posées. H_0 est alors rejetée lorsque

$LR > \chi^2(n, \alpha)$. Dans notre cas, H_0 est rejetée. La fonction TRANSLOG est donc la forme la plus adaptée pour notre modèle.

2.3. Spécification des variables du modèle

Pour des raisons explicitées plus haut, nous avons précisé que la variable dépendante est BIOMT, définie par la quantité totale de biomasse constituée par la production en grains (et fibre pour le coton) et la biomasse aérienne des cultures. La liste des variables du modèle est définie dans les tableaux ci-après.

Tableau 8: Listes des variables et leur signification

Variable	Définition
BIOMT	Quantité de biomasse totale produite. Rendement + Biomasse des résidus
MULC	Quantité de biomasse restituée au sol
MUP	Quantité de biomasse restitué au sol l'année précédente
COTON	Pratique de la culture du coton
MAIZE	Pratique de la culture du Maïs
SORG	Pratique de la culture du sorgho
BRAC	Installation du brachiaria comme plante associée
CROT	Installation de la crotalaria comme plante associée
SCV	Pratique du semis sous couvert végétal
SITE	Site expérimental
RAIN	Hauteur des précipitations
LABOUR	Temps de travail
QNPK	Quantité d'engrais composé NPK apporté à l'hectare (en kg)
QUREA	Quantité d'urée apportée à l'hectare (en kg)
QFERT	Quantité totale de fertilisants apportés à l'hectare (en kg)
QNTOT	Quantité totale d'azote apportée (en kg)
DURAT	Durée des expérimentations (en année)

Pour ressortir les interactions pouvant exister entre certaines variables et prendre en compte les problèmes de colinéarité du modèle, d'autres variables ont été créées, parmi lesquelles la variable CROP déclinant la combinaison entre une culture et éventuellement une plante associée, telle que spécifiées dans le tableau 7.

Tableau 9: Différentes modalités de la variable de stratification CROP

Variable	Définition
CROP ₁	Maïs+brachiaria
CROP ₂	Maïs + Crotalaria
CROP ₃	Sorgho + Brachiaria
CROP ₄	Sorgho + Crotalaria
CROP ₅	Coton sur précédent Maïs + Brachiaria
CROP ₆	Coton sur précédent Maïs + Crotalaria
CROP ₇	Coton sur précédent Sorgho + Brachiaria
CROP ₈	Coton sur précédent Sorgho + Crotalaria
CROP ₉	Maïs pur
CROP ₁₀	Sorgho pur
CROP ₁₁	Coton sur précédent Maïs pur
CROP ₁₂	Coton sur précédent Sorgho pur
CROP ₁₂	CROP12*QNPK

Etant donné que l'expression du capital sol reflète la part de la valeur productive et des autres valeurs écosystémiques du sol, nous avons choisi de retenir la production totale de biomasse (grain + biomasse aérienne des cultures) comme variable expliquée. Habituellement, les fonctions de production agronomique retiennent la production grain (récolte) comme variable expliquée, mais cette conception est bâtie sur une représentation essentiellement productive du sol. Etant donné que la valeur de la biomasse totale contient une part du rendement grain, la relation entre biomasse totale et rendement grain peut également être dérivée par une fonction linéaire.

Nous considérons que le processus de production agricole n'est pas seulement considéré comme un investissement dans la production des biens, mais aussi comme une stratégie de gestion optimale du capital sol, dont la combinaison permet d'assurer à la fois un rendement grain élevé (productivité des sols), tout en maintenant un capital au moins constant (fertilité des sols), par un investissement en matière organique (mulch) et en éléments fertilisants.

La biomasse aérienne des cultures rentre donc à la fois dans l'expression de la production totale, mais également à travers le mulch, lorsqu'il est maintenu, comme un intrant pour la conservation du capital sol. L'avantage d'un tel modèle de fonction de production réside dans l'intégration de la fonction de production du capital sol, et celle des autres services écosystémiques qu'il rend par ailleurs. De même, un tel modèle permet de discuter du poids des facteurs de production sur la productivité « utile », c'est à dire le rendement, et la productivité nécessaire, celle de la durabilité du capital.

Le modèle agro-économique de la fonction de production retenu renferme à la fois des considérations d'ordre agronomique telles que le poids des facteurs agronomiques (association culturale, fertilisation), et des considérations purement économiques avec l'intégration des facteurs tels que les temps de travaux et le coût des intrants. En intégrant ces deux aspects, la fonction de production permet une bonne représentation en terme de capital sol, qui va au delà de la mesure d'impact des pratiques agricoles ou des propriétés de sols sur la production agricole traditionnellement estimée (Berck et al. 2000).

L'estimation du modèle sur plusieurs campagnes agricoles et sur deux sites expérimentaux différents permet de prendre en compte la variation temporelle et spatiale des facteurs de gestion du capital sol, à l'instar des facteurs climatiques et des types de sols propres à chaque milieu. Ainsi, pour une même parcelle, la prise en compte de la variation temporelle de la

pluviométrie sur la production totale de biomasse permet d'inférer le poids du facteur climatique sur cette production.

2.4. Expression du modèle économétrique

Nous rappelons que notre fonction de production est donnée par l'expression :

$$\text{BIOMT} = f(\text{labour, land, technology, Capital})$$

Puisque l'ensemble des données a été rapporté à l'hectare, on peut considérer le facteur land comme correspondant à l'unité, et l'ignorer dans notre modèle. Par ailleurs, la technologie dans notre modèle est donnée par la quantité de résidus de culture restituée au sol, et peut être représentée par l'une des variables MULCH (résidus restitués l'année en cours) ou MUP. Nous avons retenu d'utiliser la variable MUP, en nous basant sur les travaux de Erenstein (2002), Naudin et al. (2010), et Mupangwa et al. (2012), qui ont établi que l'effet des résidus sur le rendement des cultures se ressent à partir de la deuxième année de couverture du sol.

Le capital manufacturé dans notre modèle est représenté par le niveau de fertilisation apporté, Plusieurs possibilités étaient possibles, et nous avons choisi d'estimer BIOMT en fonction QNTOT (quantité d'azote totale apportée) au lieu de QNPK ou bien QUREA qui représentent respectivement les quantités d'engrais composés ou d'urée apportées. Ce choix est motivé par la nécessité de tenir compte des apports effectifs d'éléments fertilisants, et non par des quantités brutes d'engrais qui ne correspondent pas à la quantité nette de nutriments apportés. D'autre part, parmi les différents éléments nutritifs apportés par les engrais, l'azote est celui qui est plus corrélé à la production de biomasse totale (Grimm et al. 1987; Giller et al. 1997).

L'estimation économétrique sera faite en données de panel, pour permettre la prise en compte des variations par type de parcelles ou par site, comme la variation annuelle, qui peut être due au facteur climatique (Wairegi et van Asten 2010).

D'après Gujarati et Bernier (2004), et Greene et Schlachter (2005), les modèles de régression sur panel sont basés sur les données consistant en observations relatives à des mêmes unités en coupe instantannée ou individuelles sur plusieurs périodes de temps. Les données de panel rapportent donc les valeurs de variables pour un ensemble, ou *panel*, d'individus N sur une suite de périodes T . Les avantages de l'utilisation des données de panels sont multiples. Arellano et Honoré (2001), puis Arellano (2003) soulignent l'accroissement de la taille de l'échantillon et la possibilité de suivre la dynamique du changement par l'étude en coupes

instantanées répétées. Par ailleurs, une plus grande hétérogénéité des données, plus de données informatives, plus de variabilité, moins de colinéarité parmi les variables, plus de degré de liberté et plus de performance sont observées. En résumé, Baltagi (2005), et Dobbelaere et Mairesse (2011) concluent que les données de panel peuvent enrichir l'analyse empirique dans des directions qui sont peut être impossibles en utilisant des séries chronologiques ou des coupes instantanées.

De manière générale, l'estimation des modèles de régression à partir des données de panel se font sous deux grandes approches : l'approche par les effets fixes et l'approche par les effets aléatoires. L'approche par les effets de fixité est basée sur une estimation qui dépend des hypothèses faites sur la valeur en ordonnée à l'origine, le coefficient de pente et le terme d'erreur. Alors que l'approche par les effets aléatoires ou modèle de composantes d'erreurs (MCE) repose sur l'hypothèse qu'au lieu d'utiliser des variables muettes β_{1i} pour traduire un défaut de connaissance du vrai modèle, on introduit un terme d'erreur aléatoire ε_i qui est donnée par $\beta_{1i} = \beta_1 + \varepsilon_i$ $i = 1, 2, \dots, N$ où ε_i est un terme d'erreur aléatoire ayant une valeur égale à 0 et une variance σ_ε^2 . Le modèle d'effets aléatoires s'écrit donc :

$$Y_{i,t} = \alpha + \sum \beta_k X_{k,i,t} + \omega_{i,t} \quad (\text{avec } \omega_{i,t} = \mu_i + \varepsilon_{i,t})$$

Notre modèle économétrique d'une fonction TRANSLOG en données de panel peut donc s'écrire sous la forme :

$$\begin{aligned} \text{LogBIOMT} = & \text{Cte} + \beta_1 \text{LogLABOUR}_{it} + \beta_{11} \text{LogLABOUR}_{it} * \text{LogLABOUR}_{it} \\ & + \beta_2 \text{LogMUP}_{it} + \beta_{22} \text{LogMUP}_{it} * \text{LogMUP}_{it} \\ & + \beta_3 \text{LogQNTOT}_{it} + \beta_{33} \text{LogQNTOT}_{it} * \text{LogQNTOT}_{it} \\ & + \beta_{12} \text{LogLABOUR}_{it} * \text{LogMUP}_{it} \\ & + \beta_{13} \text{LogLABOUR}_{it} * \text{LogQNTOT}_{it} \\ & + \beta_{23} \text{LogMUP}_{it} * \text{LogQNTOT}_{it} \\ & + \beta_{14} \text{DURATLogLABOUR}_{it} + \beta_{24} \text{DURATLogMUP}_{it} + \beta_{34} \text{DURATLogQNTOT}_{it} \\ & + V_{it} - U_{it} \end{aligned}$$

Avec i se référant à la parcelle, et t au nombre d'année d'expérimentation, et les autres variables explicitées dans les tableaux 6 et 7.

Les variables QNTOT et MUP pouvant avoir la valeur zéro, leur estimation s'est basée sur la méthode proposée par Battese (1996) et Battese (1997). Cette méthode, utilisée dans les travaux de Erenstein (2002) et Mupangwa et al. (2012), suggère de résoudre ce problème par l'utilisation de variables muettes de manière à ce que les estimateurs efficaces soient obtenus en utilisant l'ensemble des données, et sans introduire de biais.

On peut donc réécrire les estimateurs des ces variables de la manière suivante :

$$\text{Pour la variable MUP : } \beta_2 \text{LogMUP}_{it} = \alpha_2 D_{2it} + \alpha'_2 \text{Log MUP}_{it}$$

$$\text{Pour la variable QFERT : } \beta_3 \text{LogQNTOT}_{it} = \alpha_3 D_{3it} + \alpha'_3 \text{Log QNTOT}_{it}$$

En créant deux variables Dummy qui sont COVER qui aura une valeur de 1 s'il y a couverture du sol (mulch) et 0 sinon on obtient :

$$\beta_2 \text{LogMUP}_{it} = \alpha_2 \text{COVER}_{it} + \alpha'_2 \text{Log MUP}_{it}$$

De même, en créant une variable Dummy qu'on va nommer FERT qui aura une valeur de 1 si QNTOT est supérieure à 0 et 0 sinon, on obtient

$$\beta_3 \text{LogQNTOT}_{it} = \alpha_3 \text{FERT}_{it} + \alpha'_3 \text{Log QNTOT}_{it}$$

Avec COVER et FERT étant des variables muettes égale à 1 si les quantités respectives de MUP et QFERT sont positives, et 0 sinon. Toutefois, pour des raisons de compréhension et de simplification d'écriture, nous maintiendrons la formulation du modèle empirique établi plus haut, mais allons tenir compte de cette modification dans l'estimation finale.

3. Résultats et discussions

3.1. Statistiques descriptives

Tableau 10: Statistiques descriptives des variables sur la sole « céréales »

Variable/Strate	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
CROP ₁				
BIOMT (kg)	7293.34	2854.07	2822.00	12898.0
YIELD (kg)	2293.09	1086.97	525.000	5391.00
MUP (kg)	4746.32	2007.25	.000000	8700.00
LABOUR (Jours)	62.3750	28.6753	34.0000	116.000
QNTOT (kg)	78.2500	34.646	42.0000	118.000

CROP₂				
BIOMT (kg)	7186.14	2682.70	3872.00	13301.0
YIELD (kg)	2745.96	1237.27	1029.00	5616.00
MUP (kg)	4417.37	2096.67	.000000	8721.00
LABOUR (jours)	67.0877	27.7960	33.0000	112.000
QNTOT (kg)	77.9386	32.6418	42.0000	118.000
CROP₃				
BIOMT (kg)	7537.22	2021.53	1966.00	10283.0
YIELD (kg)	1670.92	569.554	791.000	3016.00
MUP (kg)	4163.70	2379.71	.000000	8700.00
LABOUR (jours)	67.7833	23.0225	34.0000	101.000
QNTOT (kg)	23.5292	16.8630	.000000	48.0000
CROP₄				
BIOMT(kg)	7336.35	2633.81	3095.00	12432.0
YIELD (kg)	1953.63	831.598	668.000	4502.00
MUP (kg)	5601.28	1948.43	.000000	9100.00
LABOUR (jours)	54.7018	22.7290	33.0000	94.0000
QNTOT (kg)	24.0409	15.6970	.000000	45.0000
CROP₉				
BIOMT (kg)	5706.02	1979.71	2338.00	9854.00
YIELD (kg)	2579.84	1313.12	511.000	5027.00
MUP (kg)	190.557	877.587	.000000	4985.00
LABOUR (jours)	63.6803	31.2783	35.0000	120.000
QNTOT (kg)	38.2992	24.9482	42.0000	118.000
CROP₁₀				
BIOMT (kg)	5381.17	1902.40	2568.00	10065.0
YIELD (kg)	1426.79	619.367	458.000	3732.00
MUP(kg)	158.500	840.298	.000000	6111.00
LABOUR (jours)	51.8030	20.9279	35.0000	120.000
QNTOT (kg)	23.4811	15.1638	.000000	48.0000

Tableau 11: Statistiques descriptives des variables sur la sole « coton »

Variable/Strate	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
CROP₅				
BIOMT (kg)	7183.17	2512.33	2356.00	11908.0
YIELD (kg)	2676.66	1381.08	529.000	5804.00
MUP (kg)	4952.79	2316.62	.000000	8344.00
LABOUR (jours)	60.0851	29.0336	34.0000	112.000
QNTOT (kg)	52.7128	31.1034	15.0000	112.000
CROP₆				
BIOMT (kg)	7416.20	2614.92	2614.00	11982.0
YIELD (kg)	3013.89	1533.57	668.000	5623.00
MUP (kg)	5153.41	2037.25	.000000	9062.00
LABOUR (jours)	63.2222	28.4855	36.0000	112.000
QNTOT (kg)	51.8800	25.0142	15.0000	112.000
CROP₇				
BIOMT (kg)	6361.97	2355.51	2985.00	11062.0
YIELD (kg)	1922.40	871.797	525.000	5011.00
MUP (kg)	5118.05	2072.87	.000000	8708.00
LABOUR (jours)	62.6774	23.1069	34.0000	116.000
QNTOT (kg)	57.0363	31.3231	15.0000	117.500
CROP₈				
BIOMT (kg)	5987.66	2520.04	2657.00	12694.0
YIELD (kg)	1942.46	739.918	769.000	4502.00
MUP (kg)	5324.85	2002.40	.000000	9100.00
LABOUR (jours)	65.3881	21.9662	34.0000	120.000

QNTOT (kg)	55.6630	36.9325	15.0000	117.500
CROP ₁₁				
BIOMT (kg)	4885.06	1804.10	1834.00	9236.00
YIELD (kg)	2024.29	1147.84	410.000	5027.00
MUP (kg)	254.259	1165.75	.000000	7110.00
LABOUR (jours)	86.4895	30.1131	36.0000	120.000
QNTOT (kg)	52.5769	30.8990	15. 0000	89.0000
CROP ₁₂				
BIOMT (kg)	4668.74	1675.98	2115.00	9652.00
YIELD (kg)	1491.88	675.054	459.000	4340.00
MUP (kg)	855.975	2000.24	.000000	7877.00
LABOUR (jours)	74.6173	27.2459	34.0000	113.000
QNTOT (kg)	47.3241	23.7149	15.0000	94.5000
CROP _{ALL}				
BIOMT (kg)	5997.90	2423.38	1834.00	13301.0
YIELD (kg)	2125.75	1149.68	410.000	5804.00
MUP (kg)	2765.17	2910.95	.000000	9100.00
LABOUR (jours)	67.2099	28.7445	33.0000	120.000
QNTOT (kg)	53.1213	31.2344	.000000	117.500

Les tableaux 7 et 8 résument les statistiques des variables dépendante et explicatives de notre modèle, triées sur la base de la variable CROP, et portant respectivement sur les céréales et le coton.

Même si les statistiques descriptives ne permettent pas de tirer de conclusions sur les déterminants du capital sol, elles seront importantes pour dégager les grandes tendances qui pourront être dégagées par l'analyse en données de panel.

La variable CROP apporte la précision sur la combinaison de la culture pratiquée l'année en cours (sorgho ou maïs, en combinaison avec brachiaria ou crotalaire ou bien culture d'une des deux céréales). Pour le coton, le précédent cultural est pris en compte pour permettre de distinguer le coton SCV du coton conventionnel. Nous avons choisi d'intégrer dans les statistiques descriptives la variable YIELD représentant le rendement de la culture (la plante de couverture n'est prise en compte qu'en terme de biomasse produite).

3.1.1. Comparaison entre services de production et de régulation

La moyenne de biomasse totale de grains et de résidus (BIOMT), est nettement au dessus de celle obtenue par Naudin et al. (2010). Cela peut s'expliquer par l'effet « expérimentation en milieu contrôlé » qui permet d'obtenir de meilleurs résultats que sur les parcelles en milieu paysan (Naudin et al. 2011). On peut remarquer logiquement que la moyenne générale de la biomasse totale BIOMT, bien plus élevée que celle de la production de grain (YIELD), avec

une valeur minimale inférieure à 2000 kg/ha et un maximum à plus de 13.000 kg/ha. La moyenne par groupe permet de ressortir que BIOMT est globalement plus élevée pour les céréales associées que pour les mêmes céréales en monoculture. Ce qui conforte le postulat que l'intensification de la production de biomasse totale permet d'accroître le stock de capital sol à travers le taux de matière organique.

Sur la culture du coton, malgré la différence de la moyenne des YIELD, on constate que la différence entre les moyennes de BIOMT est plus faible, suggérant ainsi qu'une perte en rendement de coton/graine ne correspond pas forcément à une perte de capital sol, la valeur perdue au niveau des récoltes pouvant se répercuter sur la biomasse végétale.

Parmi les deux options SCV en comparaison, nous avons deux différences qui résident sur le choix des cultures de céréales (maïs ou sorgho) et le choix des plantes de couverture (brachiaria ou crotalaire). Un examen de la moyenne du rendement pour chaque combinaison de céréale + plante de couverture ressort que:

- la production de grains plus élevée pour une même céréale, est obtenue avec crotalaria, par rapport au brachiaria. Ceci suggère un effet de concurrence plus élevé de la graminée (brachiaria) par rapport à la crotalaire pour ce qui concerne le service de production du capital sol. Dans le même temps, on observe globalement une biomasse totale (BIOMT) plus élevée avec le brachiaria par rapport à la crotalaire. Cette observation suggère alors que d'un point de vue du capital sol, la perte du rendement n'est pas forcément synonyme d'une perte de capital, lorsqu'on considère que le service de régulation obtenue en compensation peut être plus élevé que la perte de la production.
- Même si l'ordre de grandeur des rendements moyens de sorgho SCV et du maïs SCV sont très différents, on retrouve approximativement les mêmes moyennes pour ce qui concerne la biomasse totale. Ceci suggère que le choix de la culture est un investissement pour le service productif lié au capital sol, mais n'influence que marginalement le stock global de ce capital.
- Même si la production de grains (YIELD) obtenue sur maïs conventionnel est plus élevée que celle du maïs SCV (perte de services productifs), la biomasse totale (BIOMT) obtenue en conventionnel est bien plus faible qu'en SCV (perte de service de régulation). Pour le sorgho conventionnel, les rendements sont équivalents avec

l'itinéraire SCV, alors que le différentiel de biomasse totale est encore plus élevée (investissement pour les services de régulation).

Dans notre rotation céréale/coton, en SCV, c'est la sole de céréale qui supporte l'introduction de la plante de couverture et la baisse de la production en grain associée (perte du service productif). Du point de vue des bénéfices de production, cette sole peut donc être considérée comme la sole d'investissement pour le capital sol (Naudin et al. 2010).

La culture cotonnière quant à elle, est produite sur couverture morte, et ne subit donc pas l'effet concurrentiel des plantes associées. Ses performances peuvent nous orienter quant à la rentabilité de l'investissement pour le capital sol. En considérant les statistiques descriptives liées au coton, on remarque que :

- La production du coton-graine (YIELD) est nettement plus élevée en SCV, quelque soit le précédent, mais en moyenne plus élevée avec un précédent maïs qu'avec un précédent sorgho. En plus de l'effet SCV, nous pouvons suggérer l'idée d'un effet « fertilisation » sur le service productif du capital sol pour expliquer la différence de rendement du coton selon les deux précédents maïs ou sorgho.
- La biomasse totale produite (BIOMT) est également plus élevée pour le coton SCV, reflétant ainsi un stock de capital sol (services productif + de régulation) plus important.

3.1.2. Les autres déterminants du Capital sol : quantité de mulch et de travail

La quantité moyenne globale du mulch préservée après la campagne précédente (MUP) est de moitié plus faible que celle de BIOMT, en raison du fait que seule une partie des parcelles sont en itinéraire sous couverture, la biomasse produite étant exportée sur les parcelles en itinéraires conventionnelle. Cette valeur est plus rapprochée de celle de BIOMT sur les parcelles sur mulch, car le taux de restitution est très élevé en milieu contrôlé.

La valeur moyenne du temps de travail (LABOUR) est d'environ 67 Hommes/jour, masquant la grosse différence entre les parcelles de céréales (inférieure) et celles de coton (plus exigeantes en main d'œuvre). Toutefois, l'équivalence des temps de travaux entre parcelles de céréales sous couvert végétal et parcelles conventionnelles, suggère un impact positif du travail supplémentaire pour l'installation des plantes de couverture sur la réduction des opérations d'entretien. Pour les parcelles de coton, la moyenne de LABOUR plus élevée sur

en conventionnel que pour le coton sur couverture confirme l'impact positif de la couverture du sol sur les temps de travaux (Derpsch et Friedrich 2009; Baudron et al. 2011).

La quantité moyenne de fertilisants utilisés quelle que soit la culture est d'environ 200 kg/ha, avec des quantités respectivement plus élevées sur coton, puis sur maïs et enfin sur sorgho.

3.2. Estimation en données de panel

3.2.1. Tests de spécification du modèle

Le choix entre le modèle fixe et le modèle aléatoire a été fait sur la base du test d'Hausman. Au préalable, le test de Chow a permis de rejeter l'hypothèse nulle $H_0 : u_i = 0$ dans la régression. La statistique de Chow est supérieure à la valeur critique $F_{9,260} = 1,88$ au seuil de 5%. Il y a donc présence d'effets individuels.

Le test d'Hausman qui permet de déterminer si les coefficients des deux estimations sont statistiquement différents par une comparaison de la matrice de variance-covariance est un test H qui suit un $\chi^2(k)$ à k degré de liberté. Si le $H > \chi^2(k)$ (ou si la p -value associée au test est inférieure au seuil de signification choisi), l'hypothèse nulle est rejetée, et le choix se porte sur le modèle à effets individuels fixes. Dans notre modèle estimé, la statistique de Hausman (6.80) est inférieure à la valeur critique χ^2 au seuil de 5%. On retient donc l'hypothèse nulle et le modèle est donc estimé par l'approche à effets aléatoires.

Le test de Breusch-Pagan¹⁷ pour tester l'hétéroscédasticité des résidus a permis de conclure sur l'absence d'hétéroscédasticité des résidus dans le modèle. Les modèles sont donc estimés par les moindres carrés ordinaires. Les variables de référence dans l'analyse des données en panel sont le sorgho au niveau des cultures, l'année 2006 comme année de référence, et la plante de couverture « autre », correspondant aux légumineuses rampantes. Les coefficients des estimations ont donc été spécifiés en fonction de ces variables.

3.2.2. Résultats de l'estimation

L'estimation du modèle a été effectuée à l'aide de la procédure « two way effect » du logiciel LIMDEP, considérant la variable de stratification CROP, et la variables DURAT (nombre

¹⁷ La statistique du test de Breusch-Pagan est nR^2 avec n nombre d'observations et R^2 le coefficient de détermination. Sous l'hypothèse H_0 d'homoscédasticité, elle suit une loi de $\chi^2(k-1)$, k étant le nombre de variables explicatives et $k-1$ le degré de liberté. Les statistiques du test sont supérieures aux valeurs critiques.

d'année d'expérimentations) pour spécifier le temps. Les résultats des estimateurs sont récapitulés dans le tableau 12.

Tableau 12 : Estimation de la fonction de production de BIOMT, Modèle à effets aléatoires

Variables		Coefficient	Std. Error	P[Z >z]	Mean of X
LABOUR	(β_1)	-.16716204	.10249054	.1029	4.11450471
MUP	(β_2)	.12398474	.06408801	.0430	4.54569892
QNTOT	(β_3)	-.21542837	.07046027	.0022	3.63390606
LABOUR*LABOUR	(β_{11})	-.02389902	.01315113	.0392	17.1829645
MUP * MUP	(β_{22})	.01200108	.00540752	.0265	38.5942931
QNTOT*QNTOT	(β_{33})	.03321819	.00631420	.0000	14.867782
MUP*LABOUR	(β_{12})	-.04978657	.00603422	.0000	18.3563610
MUP*QNTOT	(β_{23})	-.00311600	.00198351	.1162	16.9308621
LABOUR*QNTOT	(β_{13})	.02943767	.02099098	.1608	15.0619153
DURAT*Log MUP	(β_{24})	.00130767	.00105989	.2173	22.6897892
DURAT*Log LAB	(β_{14})	.01423230	.00539677	.0084	20.5543754
DURAT*LogQNTOT	(β_{34})	.00762921	.00418133	.0481	18.1384332
Constant	(β_0)	9.66673721	.32188069	.0000	
R ²				.6385606	
Adjusted R ²				.6261119	
Moyenne LogBIOMT				8.625614	
Nombre d'observations				872	
Ddl				842	
Test	Statistique		p value		
Test de multiplicateur de Lagrange (Breusch Pagan)	192.8		.000000		
Test de spécification de Haussman	6.80		.870765		

Il ressort de ce tableau que neuf variables sur treize sont significatives. Il s'agit de MUP la quantité de mulch restituée à la parcelle l'année d'avant, QNTOT la quantité totale d'azote apportée, de la variable d'interaction entre MUP et QNTOT, MUP et LABOUR (le temps de travail) de la variable d'interaction entre le travail et la durée des expérimentations, et la variable d'interaction entre la quantité d'engrais et la durée des expérimentations.

Les signes des variables significatives sont ceux attendus, à l'exception de la quantité d'engrais apportée (QNTOT) de la variable d'interaction entre la quantité de mulch et le temps de travail qui sont négatives.

Il faut également noter que même si la variable temps de travail n'est pas significative, elle a un signe négatif, de même que l'interaction entre la quantité de mulch et le temps de travail.

Par contre, on note que l'interaction entre le temps de travail et la durée des expérimentations est de signe positif.

Nous allons discuter l'effet des facteurs de production sur BIOMT, à partir de l'estimation des élasticités de ces facteurs, comme le suggèrent (Anderson et Thursby 1986), pour le cas des fonctions de production de type translog.

Elasticité des facteurs de production

A partir d'une fonction TRANSLOG, les élasticités des facteurs de production peuvent être obtenues à partir de la formule suivante :

$$\varepsilon_{y/x_j} = \frac{\partial y}{\partial x_j} \cdot \frac{x_j}{y} = \frac{\partial \text{Log} y}{\partial \text{Log} x_j} = \beta_j + \sum_j \beta_j \text{Log}(x)$$

Le tableau nous résume les élasticités calculées pour chacun des facteurs de production du capital sol (BIOMT):

Tableau 13: Elasticités des facteurs du capital sol estimé avec BIOMT

Facteurs	LABOUR	MUP	NTOT
Elasticité point min	-0.30	-0.05	-0.09
Elasticité point moyen	-0.56	0.11	0.03
Elasticité point Max	-0.58	0.10	0.27

On peut noter que l'élasticité du temps de travail est négative, ce qui peut sembler contre-intuitif. Ceci signifie que plus on ajoute du travail, plus la production totale baisse. C'est une observation contraire aux prévisions de la théorie économique, mais qu'on pourrait expliquer par l'économie du travail réalisée en présence de la couverture du sol, et rendant tout investissement additionnel en terme de travail inutile. Des résultats similaires ont été trouvés par Goulet (2008), qui a alors qualifié les innovations introduisant le mulch comme étant des innovations par retrait, caractérisées par une reconfiguration des collectifs sociotechniques.

L'élasticité du mulch est variable en fonction du point autour duquel elle est estimée. Elle est négative autour de sa valeur minimale, traduisant à ce niveau que toute augmentation de mulch diminue la production totale. Cela révèle plutôt qu'un niveau minimal de mulch est nécessaire pour obtenir un effet positif sur la production totale de biomasse, ce qui se

confirme à partir de la valeur positive de cette élasticité vers le point moyen, puis vers le point maximum. Ces résultats, transposés au capital sol, confortent les conclusions du modèle de (Hénin et Dupuis 1945), et suggèrent que le taux de restitution des biomasses aériennes déterminent la qualité des sols et peuvent être un proxy convenable pour estimer le capital sol.

De même, l'élasticité de l'engrais par rapport à la production totale est aussi variable. Elle est négative à sa valeur minimale, mais positive autour de sa valeur moyenne et maximale. Ce résultat suggère qu'en dessous d'un certain seuil, tout apport d'engrais a un effet négatif sur la production de biomasse totale. L'élasticité positive des quantités d'engrais à partir d'un certain seuil semble suggérer un effet positif des engrais sur la production totale, qui s'accroît avec la valeur maximale. Ceci semble justifier l'utilité d'un apport supplémentaire d'engrais en présence du mulch, lorsqu'on dépasse un certain seuil de fertilisation. Nous faisons remarquer ici que la diminution de la BIOMT n'est pas forcément synonyme de la diminution du rendement, et les résultats obtenus ici sur l'effet de la fertilisation ne sont pas forcément contradictoires avec ceux retrouvés par Wairegi et van Asten (2010).

Elasticité de substitution entre facteurs

La fonction de type TRANSLOG permet aussi de calculer des élasticités de substitution entre les facteurs de production. Nous avons évalué les élasticités de substitution d'Allen et les résultats son récapitulées dans le tableau 14.

Tableau 14: Elasticité de substitution partielle entre les facteurs

Facteurs	LABOUR/MUP	LABOUR/QNTOT	MUP/QNTOT
ES au point min	0.30	0.84	- 0.78
ES au point Moyen	0.1	-0.46	1.58
ES au point max	-0.75	-0.78	2.36

Il faut noter ici que la rigidité du raisonnement économique sur la complémentarité ou la substitution entre facteur est levée dans notre cas, en raison des réalités du contexte agronomique et notamment des lois des facteurs limitants justifiant l'existence des seuils d'expression des facteurs de production (Quirino Paris 1992). On peut noter a priori que l'élasticité de substitution est fonction des points à partir desquels elle est mesurée et correspond donc à une valeur relative, c'est à dire au voisinage de ces points là. L'élasticité de substitution entre le travail et le mulch est positive jusqu'à leur valeur moyenne, puis négative

à la valeur extrême. Ceci suggère que le travail et le mulch sont des facteurs complémentaires jusqu'à un certain point à partir duquel ces facteurs deviennent substituables.

L'élasticité de substitution entre le travail et les quantités d'engrais est positive à leur valeur minimale, et négative au delà. Ceci suggère que le travail et les engrais sont des facteurs complémentaires à leur valeur minimale, et, à partir d'un certain seuil, deviennent des facteurs substituables.

Enfin, l'élasticité de substitution entre la quantité de mulch et le niveau de fertilisation est négative à leurs valeurs minimales, et positives à leur valeur moyenne et maximale. Ceci suggère alors que, pour maintenir le même niveau de production de biomasse totale, la quantité de mulch baisse avec l'augmentation de la quantité d'engrais, dans un premier temps, puis l'inverse à partir des valeurs moyennes jusqu'à la valeur maximale. Mulch et engrais sont donc substituables en dessous d'un certain seuil, puis complémentaires au delà, pour maintenir un stock de capital sol invariable.

3.2.3. Discussions

Les résultats obtenus par le modèle économétrique peuvent être utiles pour permettre de suggérer des pistes permettant d'orienter les efforts d'investissement pour le capital sol.

Dans le contexte de la petite agriculture familiale peu capitalisée du Nord-Cameroun, le facteur travail est moins contraint que l'engrais minéral. De même, la pratique de la vaine pâture rend la valeur relative des résidus de culture très élevée. La question de la substitution du travail aux autres facteurs de production pour maintenir le capital sol a été posée par plusieurs auteurs (Cueva et Heyer 1997; Dobbelaere et Mairesse 2011; Lloyd 2012). Nos résultats nous permettent de suggérer une substitution entre le travail et la quantité d'engrais lorsque le stock du capital sol est encore suffisamment élevé. En dessous d'un certain seuil, travail et engrais deviennent des facteurs complémentaires pour permettre de maintenir ce capital au même niveau.

A contrario, à des niveaux de capital sol élevé (BIOMT élevé), le travail et la quantité de mulch sont des facteurs substituables, suggérant alors que dans les systèmes sous couvert végétal, à partir d'un certain seuil de couverture du sol, toute quantité supplémentaire de mulch peut être remplacée efficacement par du temps de travail. Ce résultat confirme comme le suggèrent Gardner (2009), Moritz et al. (2011), et Valbuena et al. (2012) qu'à partir d'un

certain niveau de productivité, couverture du sol et élevage peuvent s'intégrer, sans que le stock de capital naturel ne soit dégradé.

Dans un contexte où les conditions climatiques peuvent être limitantes pour la production des résidus, et où la pression de la vaine pâture peut rendre hypothétique l'utilisation des résidus de culture comme mulch, la substitution entre quantité de mulch apportée et d'autres facteurs de production peut s'avérer utile. Nos résultats suggèrent que mulch et travail sont substituables à partir d'un certain seuil. De même, le mulch et la quantité d'engrais sont substituables lorsqu'on considère des niveaux très faibles du capital sol. Autrement, mulch et quantité d'engrais sont complémentaires pour maintenir un niveau élevé de capital sol, c'est à dire une production en grains élevée, et une biomasse résiduelle forte. Cela confirme bien la relation agronomique mise en évidence par « la faim d'azote », qui justifie un apport complémentaire d'engrais en présence des niveaux de couverture élevés et sur des sols encore en bon état. Ces résultats peuvent donc servir de point de départ pour répondre aux questions soulevées par Giller et al. (2009) en petite agriculture.

Dans le même sens que proposaient Winter-Nelson et Amegbeto (1998), une des conséquences pratiques de ce résultat est la nécessité d'accompagner les dynamiques d'adoption des SCV par des politiques d'appui à l'accès aux intrants, en raisonnant des quantités d'engrais en fonction des types de sols. Les sols de meilleure qualité justifiant alors d'avoir un meilleur accès aux engrais minéraux (Bond 1983).

Conclusion

L'estimation du modèle économétrique du capital sol par une fonction de production de type translog avait pour objectif de vérifier la robustesse du modèle théorique du capital sol proposé. Elle s'est faite grâce aux données de suivi des performances des SCV et des systèmes de culture conventionnels sans maintien de la couverture végétale du sol. Les dispositifs expérimentaux, portant sur 7 campagnes agricoles, ont permis de faire une estimation en données de panel.

Il ressort de notre modèle économétrique que la quantité de mulch (MUP) et de fertilisants (QNTOT) apportés sont des facteurs très significatifs, confirmant ainsi qu'ils pouvaient être des proxy pertinents pour l'élaboration d'un modèle théorique du capital sol. L'estimation des élasticités des différents facteurs a permis d'estimer leur effet individuel et en interaction sur la production de biomasse totale, prise comme proxy du capital sol. Ainsi, l'étude a montré

que la quantité de mulch et d'engrais influencent négativement la biomasse totale à leur valeur minimale, mais positivement à partir de leur valeur moyenne et autour des valeurs maximales. Le temps de travail sans être significatif, influence négativement la production de biomasse totale. L'interaction entre la durée des essais (DURAT) et les différents facteurs de production est significative pour le travail et la quantité d'engrais. Dans ces deux derniers cas, on a un effet positif de la variable d'interaction avec la production de biomasse totale.

L'élasticité de substitution entre les facteurs de substitution a un intérêt économique dans ce sens qu'il permet d'envisager, en fonction de leur relative disponibilité, la substitution du facteur le moins coûteux par un autre. Notre étude a révélé que la substitution/complémentarité entre les facteurs n'est pas fixe en tout point, mais dépend des valeurs de ces facteurs.

Il ressort de l'estimation de l'élasticité de substitution que le travail et la quantité de mulch sont deux facteurs substituables en dessous d'un certain seuil (valeur moyenne) et complémentaires à leur valeur maximale. A contrario, la quantité de mulch (MUP) et la quantité de fertilisant (QNTOT) sont substituables à leur valeur minimale, et complémentaires au delà de cette valeur (autour des valeurs moyenne et maximale). Enfin, le temps de travail (LABOUR) et la quantité d'engrais (QNTOT) sont substituables à leur valeur minimale, puis complémentaires à leur valeur moyenne puis maximale.

Même si notre étude a permis d'estimer le modèle économétrique du capital sol à partir de données expérimentales relativement plus fiables, la principale limite est également relative à cet aspect d'expérimentation en milieu contrôlé. En effet, tout se passe comme si on raisonnait en hypothèse de marchés complets d'intrants, de travail et de biomasse de couverture, alors même que ces marchés sont particulièrement imparfaits, et les droits de propriété associés aux résidus de culture inadaptés à la préservation *stricto sensu* des résidus. Spécifiquement pour les résidus de culture, l'arbitrage pour leur utilisation pour la couverture du sol ne se justifie que si aucune autre utilisation alternative ne peut procurer une valeur ajoutée supérieure (Erenstein et Thorpe 2010; Naudin et al. 2011; Valbuena et al. 2012). Ceci nous amène à proposer une analyse des arrangements institutionnels et les droits de propriété qui gouvernent l'accès au capital sol et à ces produits, parmi lesquels les résidus de culture.

Partie 2

Arrangements institutionnels et gestion du capital sol au Nord-Cameroun

Chapitre 6 : Capital sol et innovation institutionnelle: perspectives théoriques¹⁸

La dégradation des ressources naturelles mobilisées pour la production agricole constitue un des problèmes majeurs pour l'humanité (Millenium ecosystem Assessment 2005; Scott M. Swinton et al. 2007). Dans les pays en voie de développement, l'agriculture, non seulement assure la production alimentaire, mais reste la principale source d'emplois et de revenus des populations (Griffon 2006), et fournit des revenus aux États, faisant de la gestion durable des ressources naturelles agricoles un enjeu primordial pour ces économies.

Les récents apports de l'économie des ressources naturelles et de l'environnement, notamment en terme de modèles d'optimisation, ouvrent de nouvelles perspectives d'identification des stratégies de gestion optimale (McConnell 1983; De Groot et al. 2010; Braat et De Groot 2012). Par ailleurs, le développement d'outils plus récents en évaluation économique, basés sur les valeurs d'existence et les valeurs de non-usage permet d'aborder la durabilité de l'utilisation des sols en intégrant des aspects non uniquement liés aux rendements des cultures.

Les ressources en sols constituent le support physique de l'activité agricole qui débouche sur la fourniture de produits marchands, mais aussi de services environnementaux (Swift et al. 2004; Millenium Ecosystem Assessment 2005). On peut citer les services paysagers, de régulation du climat et des cycles biogéochimiques, la dépollution naturelle, la protection de la biodiversité fonctionnelle, etc. Ces services sont essentiels pour le bien être des populations. La durabilité de ces ressources, interpelle alors au sujet de l'effet des phénomènes naturels, de l'optimalité des pratiques culturales et d'autres comportements individuels des acteurs. Elle interpelle aussi au sujet de la dimension sociale et culturelle de la gestion de ces ressources au sein des communautés.

La présente étude se propose de faire une réflexion sur les différentes approches économiques de la gestion des sols, et de définir dans un premier temps un nouveau cadre conceptuel de « capital sol ». Ensuite, à partir du concept du « capital sol », les implications en terme de

¹⁸ Ce chapitre a fait l'objet d'un article dans la revue *Economie et sociétés*, Série « Systèmes agroalimentaires » et intitulé : Balarabe O., Dugue P., Lifran R., 2012, Capital sol et innovation institutionnelle N° 34 à paraître.

types d'innovation institutionnelles seront développées, car ayant faits l'objet de peu de travaux scientifiques.

Le choix d'illustrer cette réflexion par les enseignements des agrosystèmes du Nord-Cameroun se justifie par la pertinence d'un terrain du sud pour étudier les innovations institutionnelles, en raison de la structure complexe des droits de propriété qu'on y rencontre, notamment en relation avec la gestion commune des ressources naturelles agricoles dans un contexte de vaine pâture (Goodhue et al. 2005; Goodhue et McCarthy 2008; Goodhue et McCarthy 2009). En outre, le Nord-Cameroun est assez représentatif des savanes soudano-sahéliennes d'Afrique, pour l'importance des activités productives, leur diversité, et les pratiques agricoles et pastorales qui y sont liées. De plus, l'insertion des agrosystèmes du Nord-Cameroun au sein d'une organisation « filière » autour de la culture cotonnière, permet de mieux appréhender l'effet des innovations, dans un contexte où l'accès à la technologie, au crédit, et aux intrants agricoles est partiellement assuré (Madi 2000). Enfin, sur le plan méthodologique, la zone d'étude a concentré une grande diversité de stratégies et d'alternatives techniques de conservation des sols, conduites par un même opérateur et sur les mêmes populations cibles, ce qui permet de déduire mieux qu'ailleurs, l'effet des techniques et des choix méthodologiques de leur diffusion (Dounias et al. 2002).

1. La fertilité du sol et contexte de l'étude

1.1. La Terre dans l'analyse économique : historique de la pensée économique

Pour les Physiocrates comme pour les économistes classiques, la fertilité de la « terre », comme elle est alors nommée, est une donnée naturelle, et sur ce constat, ils construisent le concept de rente foncière. Comme l'état de ces ressources est très variable, d'un point du globe à un autre, cette hétérogénéité donne naissance à la rente différentielle : pour répondre à des besoins croissants, et pour une technologie agricole donnée, on met d'abord en culture les terres les plus fertiles, puis on exploite les terres selon un ordre de fertilité décroissante.

Les découvertes faites par les chimistes et agronomes allemands, au cours du XIX^e siècle sur la nutrition minérale des plantes, puis la mise au point par Haber et Bosch, au début du XX^e, du procédé d'extraction de l'azote atmosphérique, ont permis l'émergence d'une agriculture apparemment affranchie des contraintes de gestion de la fertilité naturelle du sol (Manlay et al. 2007). Dès lors, pour les économistes néo-classiques, il n'y a pas de différence entre la

« terre » et les autres facteurs de production. Le « capital foncier » a une valeur qui est égale à la capitalisation des rémunérations que le propriétaire foncier pourra retirer de l'affermage de ses terres. Et cette rémunération est elle-même égale, dans un contexte de marchés complets et parfaits, à la productivité marginale partielle de la terre.

Plus récemment, la définition de la notion de fertilité des sols par Sebillotte (1993) et Sebillotte et Papy (2010), la relie à la fois à l'usage que l'agriculteur en fait, mais aussi à la capacité d'intervention de ce dernier. La fertilité des sols n'est donc pas uniquement relative à un ensemble de caractéristiques physiques, chimiques et biologiques, tout comme elle n'est pas une valeur absolue, mais dépend des objectifs de production visés par l'agriculteur.

Les thèmes du développement durable vont mettre l'accent sur le rôle des ressources naturelles dans le développement. La contribution de ces ressources au bien-être de l'Humanité est valorisée, et l'impératif d'une gestion prenant en compte les intérêts des générations futures est avancé (Griffon 2006). La question des subsistances et celle des ressources épuisables dont la fertilisation minérale est dépendante, reviennent sur le devant de la scène, et conduisent à renouveler les questions sur la limitation des terres et sur celle de la fertilité (Swift et al. 2004; Scott M. Swinton et al. 2007; Gilbert 2009).

Pour nous inscrire dans la même actualité, nous questionnerons l'adéquation des différents cadres d'analyse économique des problèmes de gestion des sols, à partir de l'exemple du contexte du Nord-Cameroun où un bilan sommaire sera fait, et des enseignements tirés.

1.2. Le Nord Cameroun et l'analyse économique de la gestion des sols

1.2.1. Le Nord-Cameroun : Un contexte en mutation

Du fait d'un accroissement démographique continu, les populations rurales du Nord Cameroun doivent faire à une situation de restriction pour l'accès aux ressources et aux territoires. Les activités d'agriculture et d'élevage, comme dans une grande partie des savanes sub-sahariennes, utilisent pourtant le sol comme ressource productive commune. Ces activités semblent alors se faire concurrence, alors même que leur complémentarité aurait été bénéfique.

Les systèmes de culture, conduits dans le cadre d'une intensification autour de la culture cotonnière, sont marqués par des niveaux de productivité décroissants (Ali 1994, Dounias et al. 2002). Malgré une politique d'appui aux agriculteurs pour une intensification basée sur les

intrants et le travail du sol, le rendement des cultures continue de décroître. La forte pression sur les espaces cultivables pourtant très exposés et fragiles, la disparition des jachères, ont entraîné une érosion importante ayant conduit à leur dégradation et à la perte du capital productif. L'utilisation des engrais minéraux, jusque là principale voie d'amendement des sols, semble désormais limitée par les effets de la crise cotonnière et du cours international de ces engrais.

Les systèmes d'élevage sont basés sur un élevage extensif allant du nomadisme à une intégration complète dans les systèmes de production agricole. L'élevage nomade connaît de profondes mutations, notamment une augmentation importante de cheptel, qui provient pour l'essentiel de sa fonction d'épargne, et d'une sédentarisation progressive. Dans le même temps, une accumulation de cheptel se fait au niveau des exploitations agricoles, rendant plus importants les besoins en espaces et en ressources fourragères, et accroissant la pression sur les disponibilités fourragères (Pieri 1989; Goodhue et McCarthy 2008).

Pourtant, depuis le début des années 80, les réflexions autour de cette problématique ont permis la mise en œuvre des actions en faveur d'une utilisation durable des sols au Nord-Cameroun, avec des résultats variables. Un retour réflexif sur ces différentes opérations permettra de questionner la nature des composantes d'innovations proposées, et de tirer les enseignements sur leur impact sur les résultats de chaque initiative de conservation des sols.

1.2.2. Gestion des sols au Nord-Cameroun

Au contraire des Pays du Nord, les préoccupations pour la gestion du sol dans les pays du sud sont tournées essentiellement vers leurs capacités productives. Même si les problèmes environnementaux existent, ils restent marginaux en raison du faible taux d'utilisation des engrais minéraux et des autres pesticides. Pour les agriculteurs et d'une certaine façon pour les pouvoirs publics, l'intérêt est axé sur la gestion de la fertilité des sols et les effets de l'environnement sur cette fertilité.

La gestion de la fertilité des sols est essentiellement assurée par les apports d'engrais minéraux, et une restitution partielle aux sols des matières organiques disponibles. La gestion organique des sols est marquée par un transfert de fertilité plutôt faible, réalisé par les troupeaux depuis les parcours et les grands champs céréaliers vers les champs les plus proches des habitations et des parcs à bétail (Dounias et al. 2002). Le recyclage des biomasses de culture en fumure organique est particulièrement limitée à cause d'une valorisation partielle des fumures

animales dues aux pertes liées à l'éloignement des parcs à bétail. De plus, le nettoyage des champs et le brûlis des résidus de cotonnier entraîne des pertes de matière organique très importantes (Roupsard 2000)

Plusieurs études ont mis en évidence une réponse relativement faible des cultures à une utilisation exclusive et dans la durée des engrais minéraux (P. A. Sanchez et al. 1997). Une tendance à la baisse des rendements des cultures, malgré un usage continu d'engrais minéraux a été observée dans les agrosystèmes cotonniers (Pieri 1989). D'un autre côté, il a également été établi que des apports exclusifs de matière organique ne garantissent pas des rendements continuellement élevés. Une gestion durable de la fertilité des sols renvoie nécessairement à la combinaison des deux composantes minérale et organique de la fertilité (Manlay et al. 2007; Fonte et al. 2009).

1.2.3. Inventaire des initiatives pour la conservation des sols

La phase d'accroissement de la productivité agricole associée à la révolution verte n'a pas permis de percevoir les prémices de dégradation des sols. La disparition du couvert forestier liée à l'augmentation des surfaces défrichées, et son corollaire de désertification, semblait être la seule contrainte environnementale perçue. Des stratégies de reboisement sont alors mises en place sur les espaces naturels d'abord, puis sur les espaces cultivés par la suite. Ces initiatives seront alors les premières en matière de lutte contre la dégradation des sols (Gautier et Seignobos 2003).

Au début des années 1990, la promotion de l'utilisation de la fumure organique a été initiée pour répondre aux contraintes liées à la stagnation des rendements de culture, conjointement à une augmentation du prix des engrais minéraux. Cette initiative s'est rapidement trouvée confrontée à un problème de disponibilité de fumier pour les agriculteurs, au regard des surfaces cultivées à fertiliser, et plus globalement à une problématique de transfert de la matière organique dans les terroirs villageois. L'incapacité des programmes mis en place à répondre à cet aspect institutionnel dans leur accompagnement, explique en partie la faible adoption de la fertilisation organique comme stratégie de gestion de la fertilité des sols.

En même temps que la promotion de la fertilisation organique, les actions de gestion des terroirs et de sécurisation des espaces ont été initiées. Ces actions portaient essentiellement sur la concertation entre acteurs, dans le but de pérenniser le partage des espaces entre agriculteurs et éleveurs. Il s'agissait alors explicitement d'initier la concertation, comme préalable au

développement local, dans un contexte de migrations d'agriculteurs et de transhumance des éleveurs (Teyssier et al. 2003).

Parallèlement à ces actions de concertation, des actions en faveur de la gestion des espaces cultivés étaient menées, avec la vulgarisation d'« innovations techniques » raisonnée à l'échelle de la parcelle agricole. Différentes techniques ont été promues parmi lesquelles les semis en courbes de niveau et la confection des structures antiérosives : bourrelets, bandes enherbées et cordons pierreux. L'introduction de l'arbre dans les parcelles agricoles s'est rajoutée à ces actions de lutte contre l'érosion. Pourtant, malgré une mise en œuvre conjointe de ces actions par la même structure, une divergence méthodologique est à noter : on est resté sur une approche techniciste pour la gestion des espaces cultivés, et une démarche organisationnelle pour les actions de gestion du terroir et de l'espace rural.

Plus récemment, la tentative de diffusion des systèmes de culture sous couvert végétal, (SCV) marquée par la nécessité d'une gestion concertée des résidus de culture, a contraint à un retour vers une approche intégrée de l'agriculture et de l'élevage. Cela a remis en lumière une fois de plus, dans un contexte de vaine pâture, la nécessité d'associer l'innovation technique avec des initiatives de concertation entre acteurs.

Pour comprendre les difficultés rencontrées dans la mise en œuvre de ces programmes, il est utile de retracer l'évolution des cadres de réflexion sur ces processus d'innovation.

1.3. Un retour sur les cadres d'analyse économique de la conservation des sols

Dans l'analyse économique de l'innovation pour la gestion des sols, deux approches différentes se distinguent: l'approche de l'évaluation économique, et celle de l'adoption. On retrouve cette dualité dans l'analyse des politiques de conservation des sols.

L'école de l'évaluation, comme le souligne Erenstein (2003), englobe l'ensemble des études visant à quantifier les valeurs économiques associées à la conservation des sols. Plus spécifiquement, ces études visent dans un contexte donné, à vérifier si les conditions de conservation des sols sont garanties. Les études évaluatives aident également à comparer entre différentes alternatives de conservation, ou bien à justifier la décision d'investir dans la conservation du sol plutôt que dans d'autres investissements alternatifs. L'insuffisance des approches en termes d'évaluation économique est de ne pas avoir entièrement tenu compte de

la dimension écosystémique des services rendus par les sols, en les résumant à leur rôle productif. La conséquence a été de réduire l'évaluation économique aux seules valeurs d'usage, c'est à dire celles liées aux services de production, et très peu à leurs valeurs d'existence ou de non-usage. Pourtant, des études plus récentes ont démontré que la valeur des services écosystémiques peut être bien plus importante que celle liées à l'augmentation des rendements de culture (Dominati et al. 2010a; Nkonya et al. 2011).

L'approche en terme d'adoption, en focalisant sur les divergences de comportement des agents économiques, permet d'expliquer les raisons liées à une adoption différentielle des techniques de conservation des sols (Knowler et Bradshaw 2007). Pour Erenstein et al. (2008), les facteurs technologiques influencent la décision d'adoption à travers l'hétérogénéité des technologies pour la conservation, et leur conséquence en terme d'efficience, de faisabilité, de complexité, et d'application individuelle. Parmi les facteurs institutionnels, Erenstein et al. (2008) distinguent d'une part, les facteurs individuels, liés aux ressources et aux préférences des exploitations, et d'autre part les facteurs collectifs, liées aux imperfections des marchés et aux droits de propriété.

La principale insuffisance liée à l'approche d'adoption est d'ordre méthodologique et analytique, car les études portant sur l'adoption des mesures de conservation des sols sont fondamentalement propres à un contexte donné, à un moment donné, et à une situation précise (Erenstein 2003; Knowler et Bradshaw 2007), ce qui réduit considérablement toute tentative de généralisation.

Sur le plan analytique, les deux approches reposent sur des hypothèses de marché parfait et de droits de propriété bien définis. Nkonya et al. (2011) soulignent d'ailleurs que l'objet même d'analyse variait dans le temps, en fonction des paradigmes de développement agricole. Il s'agit suivant les cas, soit d'étudier les facteurs d'adoption d'innovations, soit de mesurer l'impact des pratiques agricoles sur la dégradation de sols, soit d'évaluer les coûts et avantages associées aux pratiques agricoles, ou bien aux innovations techniques de conservation (Swift et al. 2004). Les objets de recherche sont donc aussi bien variés que divergents. Ces deux approches semblent donc inappropriées pour étudier la problématique de la gestion du sol dans son ensemble. Pour répondre à ces insuffisances, il devient nécessaire de fonder l'analyse économique de la gestion des sols sur un concept organisateur et un objet technique plus précis. Le concept de « capital sol » semble être un compromis méthodologique pertinent.

2. Etapes méthodologiques d'analyse

2.1. Le Capital sol comme nouveau cadre d'analyse: contenu et implications théoriques

Le capital sol est un concept économique à travers lequel on peut approcher la valeur du sol considéré comme ressource naturelle, en intégrant les différentes externalités environnementales associées aux modes de gestion. A travers ce concept, l'objet d'étude est bien le sol, dont l'état est approché à travers le stock d'actifs qu'il représente, ou bien le flux de services qu'il peut procurer. Les modes de gestion restent des paramètres techniques, alors que son état (stock) intègre les conséquences des choix rationnels des acteurs individuels et des arrangements institutionnels de l'ensemble de la collectivité. Une démarche d'analyse basée sur le capital sol repose à la fois sur une approche en terme d'évaluation économique mais également sur une approche d'adoption par la prise en compte des variables institutionnelles (Dominati et al. 2010b; Robinson et al. 2009a).

Le sol est modélisé comme un stock dont la dynamique est affectée par les choix rationnels des agents. La dynamique de ce stock dépend des opérations de maintenance, de la régénération naturelle et des caractéristiques propres aux cultures et à leur gestion, qui exportent des éléments minéraux, et éventuellement, induisent une érosion. Dans un contexte de marchés parfaits, les individus ont donc intérêt a priori à investir dans la maintenance du capital sol, pour conserver leurs revenus à moyen et long terme. Cette analyse en termes de capital permet d'approcher les valeurs économiques associées (coûts et avantages) en terme de variation de stock, de même que les efforts d'adoption en terme d'investissement pour accroître ou maintenir ce stock. Le concept permet donc bien une unification d'objet de recherche.

2.2. Concept de capital sol et problématique de l'investissement

Le capital naturel dont le sol fait partie, regroupe l'ensemble des actifs environnementaux en mesure d'assurer la production d'un flux de services écosystémiques. Jansson (1994) et Dominati et al. (2010a)c précisent que pour le capital sol, son accumulation est assurée par un investissement pour accroître le stock ou bien le flux des services offerts. Il paraît évident comme le soulignent Chauveau et al (1999), que dans un contexte où la fertilité des sols est considérée comme un actif naturel, tout type d'investissement concourant à maintenir ou accroître ce stock consiste en une innovation. Dès lors, comme le suggère Ruttan (1989 et 1997), un cadre d'analyse des innovations peut être mobilisé pour prédire l'état du capital sol,

en fonction de la nature des investissements consentis par les acteurs impliqués dans sa gestion, et les comportements des acteurs face à ces alternatives d'investissement.

2.3. Le Capital sol : une ressource en propriété commune.

Un élément méthodologique majeur qui s'est rajouté dans l'analyse des problèmes de gestion des sols en terme de capital naturel est de considérer le sol comme une ressource en propriété commune (Lebel et al. 2006; Walker et al. 2006). Dès lors, toute action sur cette ressource implique de prendre en compte l'ensemble des acteurs concernés, ainsi que les interactions entre eux. L'innovation technique paraît désormais insuffisante pour assurer à elle seule une gestion durable d'un capital naturel dont les déterminants principaux résident dans les stratégies des acteurs et les équilibres des jeux entre eux. Un champ de l'analyse de ces interactions s'ouvre, afin de définir le niveau optimal de production de la ressource en propriété commune, et de l'implication sur les comportements de l'ensemble des acteurs individuels (Lebel et al. 2006).

2.4. Investissement privé et investissement collectif pour le capital Sol

Les choix d'investissement pour le capital sol peuvent relever de l'ordre du privé ou de l'ordre du collectif. Sur le plan privé, Erenstein (2003) a insisté sur les contraintes rencontrées par les agriculteurs liées à la défaillance des marchés (notamment du crédit, des intrants et de l'information) pour expliquer le niveau d'investissement des acteurs dans le capital sol. Ces investissements privés relèvent de la sphère de l'exploitation ou du ménage agricole.

Du point de vue social, les innovations institutionnelles concernent l'action collective pour la gestion de la ressource commune. A cette échelle, une coordination est nécessaire pour induire l'innovation institutionnelle, dans un contexte marquée par des droits complexes et répartis entre plusieurs acteurs (Schlager et Ostrom 1992).

3. Eléments de résultats

3.1. Technologie (nouvelle) et environnement (donné): un changement de paradigme nécessaire

Comme le souligne Ruttan (1997), dans les processus d'innovation, la technologie est historiquement considérée comme nouvelle ou changeante, alors que l'environnement est donné, et invariable. Dans une approche traditionnelle de l'innovation, l'innovation

technologique a toujours prévalu pour répondre à la nécessité d'accroître la productivité des facteurs limitants. Cette vision résulte d'une tradition Marxiste où le changement technique domine toujours le changement institutionnel et culturel (Ruttan 2006).

Les facteurs institutionnels en évolution, relevant de la socio-anthropologie et des approches socio-économiques, n'ont pas pu émerger comme un ensemble innovant, mais plutôt comme des éléments du contexte pris comme invariables. Les travaux de Ruttan (1997 et 2006) sont précurseurs du champ des innovations institutionnelles. Ces travaux précisent que les institutions, en même temps qu'elles doivent être stables pour une période donnée afin de garantir leur rôle de fourniture d'un environnement propice dans le cadre des interactions entre agents économiques, se doivent également d'évoluer, avec les technologies, pour assurer le développement. L'innovation institutionnelle est donc induite par le changement technique, culturel ou un changement dans la dotation en ressources. Plus récemment encore, M'hand et al. (2012) ont établi que l'adoption des innovations agroécologiques est limitée en raison d'un phénomène de « lock in » autour d'un paradigme technologique (les systèmes conventionnels ancrés dans les habitudes), induit notamment par la structure organisationnelle de la production ou des filières agricoles. Fok (2002) a insisté plus spécifiquement sur la nécessité de combiner innovation technique et institutionnelle comme enjeu de développement des filières coton d'Afrique subSaharienne.

3.2. Capital sol et Innovation institutionnelle

Plusieurs arguments établissent la relation entre le concept de capital sol et les innovations institutionnelles. Comme il a déjà été mentionné, le capital sol renvoie, dans le cadre de sa gestion, à une notion d'« investissement ». Les innovations institutionnelles se justifient alors pour assurer une meilleure rentabilité de cet « investissement », à l'échelle de l'exploitation. Elles se justifient également pour instaurer l'équité entre les acteurs impliqués dans la répartition de la valeur créée par cet investissement. La motivation à investir pour le capital sol en dépend fondamentalement. Ces deux perspectives constituent le socle des innovations institutionnelles associées à une démarche en terme de capital sol.

Suivant que l'on définisse le capital sol comme un stock d'éléments constitutifs ou comme la valeur du flux de biens et services assurés, cela nous renvoie à des perspectives convergentes. Comme valeur des services et biens fournis par l'écosystème sol, ce concept renvoie aux différentes externalités induites par sa gestion. Par exemple, les pratiques culturelles des

agriculteurs en amont, peuvent induire une érosion qui affecte les parcelles d'autres agriculteurs en aval. Ces services et disservices rendus par les agriculteurs doivent être pris en compte dans l'évaluation du capital sol. Dès lors, l'incitation des acteurs directement impliqués dans l'investissement pour la gestion du capital sol implique l'émergence d'innovations institutionnelles à mesure d'assurer une allocation optimale des droits et des valeurs associées à cet investissement, et en rapport avec les services et disservices dérivés.

Le capital sol pris comme valeur des stocks de différents éléments constitutifs renvoie en agronomie à la dynamique de la matière organique et d'éléments minéraux comme fondements de sa valeur intrinsèque, quels que soient les services fournis. Les interactions entre acteurs, en rapport avec la gestion des stocks de matière organique et minérale retrouvent une importance centrale. La gestion de la matière organique particulièrement, dans un contexte de vaine pâture, interpelle au sujet du rôle des éleveurs et autres agents indirects, et leurs interactions avec les agriculteurs pour le transfert de la matière organique, et fonde la nécessité d'une innovation institutionnelle complémentaire.

En définitive, il apparaît que la gestion du capital sol a presque toujours une dimension sociale, qui dépend autant de caractéristiques locales du paysage que des arrangements institutionnels qui régissent l'allocation optimale des biens et services associés, et la dynamique de ses composantes constitutives.

3.3. Perspectives d'échelles, et interactions entre innovations technique et institutionnelle

L'analyse économique des innovations nécessaires pour une gestion durable du capital sol renvoie à des échelles de pertinence différentes. Ainsi il peut y avoir des innovations se déclinant à l'échelle individuelle (parcelle agricole ou ménage) et d'autres innovations ayant en plus, une implication sur une échelle plus collective. Dans cette section, nous nous proposons de décrire le contenu innovationnel à chaque échelle, pour permettre de proposer une nouvelle typologie des innovations de gestion du capital sol.

3.3.1. Echelle de la parcelle agricole : l'innovation technique

A l'échelle de la parcelle agricole, l'innovation nécessaire à l'amélioration du capital sol est essentiellement technique et d'ordre agronomique. Elle concerne surtout l'amélioration du processus de production. Les contraintes sont relatives à la capacité de la technique innovante à

lever la contrainte liée au capital sol, et les variables d'état sont les types de sols ou les autres conditions agro climatiques. Vu sous l'angle de la parcelle agricole, l'analyse économique de l'innovation revient à questionner l'adaptabilité et l'efficacité technique de cette innovation à répondre à la problématique posée.

3.3.2. Echelle de l'exploitation agricole : Innovation institutionnelle pour la complétude des marchés

A cette échelle se pose la question de la pertinence de l'innovation pour l'exploitant agricole auquel elle est proposée. Les questions de ressources de l'exploitation et de préférence des individus deviennent centrales. Erenstein (2003) précise que l'incomplétude des marchés (crédit, intrants et information) affecte considérablement la rentabilité relative des techniques proposées, et rendent nécessaires des innovations institutionnelles en mesure de les lever.

3.3.3. Echelle du territoire villageois : Action collective pour une définition optimale des droits de propriété

Les droits de propriété se réfèrent à un paquet de titres ou « *entitlements* » définissant les droits du propriétaire, ses privilèges et ses limites d'usage de la ressource (Demsetz 1967). Les droits de propriété sur une ressource influencent l'efficacité de leur utilisation. La grille de Schlager et Ostrom (1992) décrit la complexité en matière de droits de propriété sur la terre, ses produits, et leur gestion. Toute innovation technique qui implique une modification des arrangements institutionnels existants a des chances de ne pas être adoptée, à cause de son coût collectif, même si le niveau d'incitation individuelle et privé est très élevé pour au moins une catégorie d'acteur.

Nous développons dans la figure 4 les principales sphères d'application des composantes technique et institutionnelle des processus d'innovation pour la conservation du capital sol.

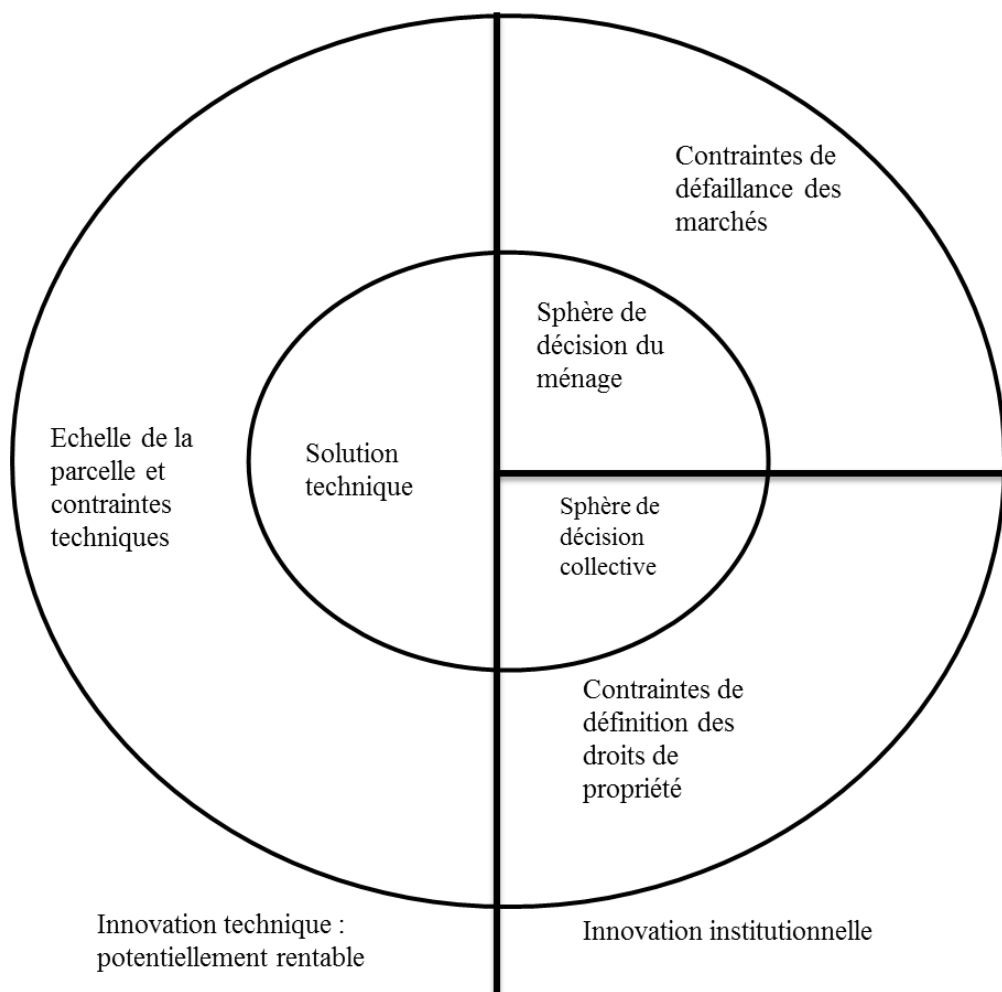


Figure 6: Composantes technique et organisationnelle des innovations pour le capital sol

A partir des enseignements de la figure 1, nous proposons de récapituler les interactions entre les deux composantes « technique » et « institutionnelle » de chaque innovation pour fonder une nouvelle typologie des innovations pour le capital sol, intégrant les deux dimensions.

3.4. Typologie des innovations pour la gestion du capital sol

Tableau 15: Typologie des processus d'innovation en fonction des composantes et des échelles

	Composante « Innovation institutionnelle »		
	Pas d'innovation institutionnelle	Echelle exploitation agricole	Echelle de l'action collective
Pas d'innovation technique	Pratiques traditionnelles (Jachère)	<i>single-Component single-Scale Innovation</i> (Conseil aux exploitations familiales)	<i>single-Component two-Scale Innovation</i> (Opérations de gestion des terroirs villageois sans innovation technique)
Avec Innovation technique	<i>single-Component Single-Scale Innovation</i> (Introduction d'une nouvelle variété)	<i>two-Component Two-Scale Innovation</i> (Introduction de l'arbre, d'une formule d'engrais)	<i>two-Component Three-Scale Innovation</i> (Aménagements anti-érosifs, Semis sous couvert végétal)

(Source : l'Auteur)

A la lumière du tableau 1, différents cas peuvent se rencontrer.

Cas 1: Pas d'innovation

C'est le cas des pratiques traditionnelles telles que la jachère, qui ne nécessitent aucune démarche innovante d'ordre technique ou institutionnel, puisqu'elles sont déjà intégrées dans le comportement rationnel des acteurs, et prises en compte par les arrangements institutionnels existants.

Cas 2 : « Single-Component Innovation ».

Dans cette catégorie, on retrouve les innovations techniques ou institutionnelles « pures », Dans la réalité, les innovations techniques sont toujours associées à une modification institutionnelle. [Ruttan (2006)]. Des exemples pratiques sont l'adoption d'une nouvelle variété peu exigeante en nutriments pour répondre à la baisse de la fertilité, ou bien l'introduction du conseil aux exploitations familiales.

Cas 3: « Two-Component, Two-Scale Innovation »

Ce groupe renferme les innovations comportant à la fois les deux composantes technique et institutionnelle, mais dont les sphères d'intervention ne concernent que l'échelle de décision individuelle, c'est à dire la parcelle et l'exploitation. On peut citer ici les innovations de diffusion de nouvelles formules de fertilisation, l'introduction des arbres dans les parcelles agricoles, ou bien l'utilisation de la fumure organique produite au sein de l'exploitation. L'adoption de la composante technique de l'innovation repose sur leur efficacité technique (parcelle), ainsi que l'appui institutionnel (innovation) apporté à l'exploitant pour accéder aux ressources nécessaires.

Cas 4: « *Two-Component Three-Scale-innovation* »

On retrouve dans ce groupe les innovations complètes et complexes, souvent désignées par « Innovations Système » dans la littérature francophone. Les contraintes aux différentes échelles sont abordées simultanément. Dans le contexte du Nord-Cameroun, on peut citer le cas des innovations techniques portant sur les aménagements anti-érosifs, ou bien la diffusion des systèmes de culture sous couvert végétal (SCV) dans les contextes de vaine pâture. Ces innovations techniques nécessitent alors une innovation institutionnelle complexe (associant les niveaux exploitation et territoire) afin d'en assurer l'appropriation.

La typologie des innovations en fonction des échelles d'intervention permet d'apprécier le niveau d'investissement en innovation institutionnelle nécessaire pour maintenir le capital sol. Cet investissement évolue du plus faible au plus croissant, en fonction du nombre d'échelles d'intervention à considérer. Ainsi, le passage d'une innovation à une seule échelle d'intervention, à celle impliquant les trois échelles, implique un effort d'investissement en innovation institutionnelle plus important. L'effort d'investissement à une échelle donnée, est toujours plus élevé qu'aux échelles inférieures, lorsque ces efforts ne sont pas implicitement intégrés (L. Hein et al. 2006).

Conclusion

Le concept du capital sol, en intégrant une composante technique et socio-économique de la gestion de la fertilité des sols, ouvre la voie à un nouveau cadre d'analyse économique des problèmes de conservation des sols. D'une part, à travers une composante évaluation économique, les problèmes de divergence de valeurs privées et sociales peuvent désormais être examinés à travers une démarche de contrôle optimal et une meilleure prise en compte de la

dimension « ressource naturelle » des sols. D'autre part, la problématique de la fertilité peut désormais être analysée en terme d'investissement en capital naturel.

Les processus d'innovation pour la gestion durable des ressources en sol peuvent alors se réexaminer en fonction de l'importance de la composante « institutionnelle ». On retrouve alors bien les deux types d'innovations nécessaires et complémentaires pour assurer une gestion durable du capital sol : l'innovation technique (les technologies innovantes et leurs performances), et l'innovation institutionnelle basée sur les stratégies optimales des acteurs individuels (valeurs privées) et celles de la collectivité (valeurs sociales). En remettant l'innovation institutionnelle dans la problématique des ressources naturelles et la définition des politiques de conservation des sols, on en fait un élément de l'analyse économique des politiques publiques, notamment en termes de valeurs privées et sociales.

Chapitre 7: Droits de propriété et investissement pour le capital sol : perspectives de modélisation des arrangements institutionnels dans le contexte du Nord-Cameroun¹⁹

La structure des droits de propriété apparaît comme l'un des déterminants essentiels dans l'investissement pour le capital sol. En effet, les droits de propriété définissent d'une part le mode de répartition des efforts d'investissement, et d'autres parts, la répartition de la valeur issue de cet investissement. Dans ce chapitre, nous nous proposons de revisiter le concept de droits de propriété et d'arrangements institutionnels qui les fondent, afin d'en établir les liens avec l'investissement pour le capital sol. Nous allons spécifiquement nous attacher à décrire la structure des droits de propriété dans le contexte du Nord-Cameroun, à bien des égards semblables à celui d'autres contextes de savane sahélienne, mais marqué plus particulièrement par la prépondérance de l'Autorité coutumière dans la définition des droits de propriété, et leur exécutabilité. Particulièrement, seront examinées les principales problématiques associées à l'investissement pour le capital sol en fonction de la structure des droits, ce qui permettra à la fin du chapitre de jeter les bases permettant de modéliser les arrangements institutionnels pour la gestion du capital sol à l'échelle du territoire.

Comme plusieurs études sur les droits de propriété et les arrangements institutionnels, ce chapitre repose à la fois sur la revue bibliographique et des études de cas dans plusieurs villages, échantillonnés à partir d'un travail de zonage préalable du Nord-Cameroun²⁰. Ce zonage a permis de diviser la zone d'étude en 7 ensembles en fonction des systèmes de culture et d'élevage, et d'autres paramètres socio-économiques tels que la rigidité du pouvoir coutumier et les migrations. Relativement à notre étude, nous avons regroupé certains ensembles et procédé à une sélection de deux villages dans chaque grand ensemble. Des guides d'entretien ouvert ont été administrés à des personnes-ressources à travers un stage de Master Recherche²¹ durant la campagne agricole 2011

En traitant des droits de propriété, ce chapitre se place dans une perspective double : D'une part elle permet d'aborder à l'échelle individuelle la stratégie rationnelle des acteurs

¹⁹ Ce chapitre est tiré de l'article de colloque : Balarabe O, Lifran R, 2011, Arrangements institutionnels pour la gestion durable du capital naturel en zone soudano-sahélienne. In Politiques, programmes, et projets de lutte contre la désertification : Quelle évaluation ? Colloque du CSFD Montpellier (France), 29-30 juin 2011

²⁰ Cf Document de travail Dugué et al. (1994)

²¹ Cf Mémoire de Master Recherche Madam Dogo (2011)

impliqués dans la gestion du capital sol, et de l'autre, elle ouvre la possibilité d'étudier la stratégie collective, résultant des différents arrangements institutionnels, expliquant la dynamique du capital sol.

1. Clarification conceptuelle

Institutions

En économie, le terme « institutions » désigne les règles formelles et informelles gouvernant la production économique et les échanges . Elles servent à éliminer les conflits d'intérêt ou les ambiguïtés en définissant ce que chaque membre de la Société peut attendre des autres. Les institutions désignent dès lors la structure à travers laquelle les acteurs prennent des décisions économiques.

Williamson (2000) distingue quatre types d'institutions, en fonction de leur persistance et de leur vitesse de changement. Le premier niveau d'institutions est celui des institutions informelles, liées à l'enchaînement social (social theory), où se retrouvent les normes, les habitudes et les traditions. Ce niveau est considéré comme donné par plusieurs économistes, en raison du long processus de changement collectif qu'il nécessite. Le deuxième niveau est celui de l'environnement institutionnel (économie des droits de propriété), où les structures sont pour partie le produit d'un processus d'évolution, et pour partie conçues. Williamson désigne ce niveau comme étant celui de « l'opportunité d'économie du premier ordre : où les règles formelles du jeu sont rendues conformes». La structure et l'exécutabilité des droits de propriété et des arrangements contractuels font partie de ce niveau. Le troisième niveau est celui des institutions de gouvernance, c'est à dire celui des transactions économiques (transaction cost economics). C'est aussi le niveau d'économie du second ordre : celles où les structures de gouvernance sont rendues conformes. Le quatrième niveau des institutions est celui où est définie l'allocation des ressources, et analysée l'optimalité de cette allocation. Cette échelle relève de l'analyse économique néoclassique et de la théorie de l'agence. Ces différents niveaux sont intégrés de la plus basse (quatrième), vers la plus élevée.

Pour ce qui concerne l'investissement pour le capital sol, notre réflexion va se focaliser par la structure des droits de propriété, en même temps qu'elle essaiera d'expliquer les règles ayant conduit à ces régimes de droits.

Les arrangements institutionnels

Le concept d'arrangement institutionnel désigne la structure de gouvernance des organisations, c'est à dire les accords entre les agents économiques qui régissent leur façon de coopérer et de rentrer en concurrence. D'après Lebel et al. (2006), la gouvernance est l'ensemble de ces arrangements institutionnels c'est-à-dire l'ensemble des lois, des régulations, des modalités de résolution des conflits, des modes d'élection, de la gestion participative et d'autres processus de prise de décision. Les arrangements institutionnels déterminent alors la nature des droits de propriété sur toute ressource.

La confusion entre droits et règles a été définitivement levée par les travaux de Schlager et Ostrom (1992). Les droits sont des actions autorisées, alors que les règles concernent les dispositions créant cette autorisation. Dès lors, les droits émanent des règles et, pour chaque droit détenu par un individu, des règles existent qui autorisent ou requièrent des actions particulières dans l'application du droit de propriété. Ces règles traduisent les arrangements institutionnels établissant les droits de propriété.

Droits de propriété

En économie, les droits de propriété définissent un paquet de titres (*entitlements*) établissant les droits du propriétaire, ses privilèges et ses limites d'usage de la ressource (Demsetz, 1967). Ils définissent les actions socialement autorisées sur un bien, et fixent la nature des relations des individus en ce qui concerne l'usage des ressources. Détenir des droits c'est avoir l'accord des autres membres de la communauté pour agir d'une certaine manière et attendre de la société qu'elle interdise à autrui d'interférer avec ses propres activités. En règle générale, les droits de propriété influencent la distribution des richesses dans la société, et instaure un système d'incitations.

Dans la définition du régime des droits de propriété appropriés, les économistes mettent en avant deux intérêts. Premièrement, la répartition de la richesse, ou plus précisément les droits sur les ressources de production qui sont par définition rares, et dès lors les échanges et les contrats peuvent avoir lieu. Le deuxième intérêt économique de la définition des droits de propriété est associé à leur fonction allocative. En effet, les droits de propriété sont la source de l'incitation économique des acteurs, et déterminent donc les conditions de réalisation ou non de l'action économique (Besley 1995).

Les droits de propriété sur une ressource influencent l'efficacité d'utilisation de la ressource. On peut ainsi comprendre les sources d'inefficacité dans la gestion d'une ressource en examinant les effets des droits de propriété sur les comportements des acteurs (Agrawal et Ostrom 2001).

Furobotn et Richter (1998) citant Stirner (1844), précisent que « les droits de propriété ne sont pas des relations entre les hommes et les choses, mais des relations codifiées entre les hommes et qui ont rapport à l'usage des choses».

D'après ces mêmes auteurs, une allocation efficace des ressources dans une économie de marché est assurée par une structure appropriée des droits de propriété, laquelle possède trois caractéristiques principales :

- L'exclusivité : Tous les coûts et bénéfices résultant de l'appropriation et de l'utilisation d'une ressource doivent profiter au seul propriétaire, de manière directe, ou indirecte par cession à un autre.
- La transférabilité : Tous les droits de propriété doivent être transférables d'un propriétaire à un autre à travers une transaction volontaire
- L'exécutabilité ou opposabilité au tiers: Les droits de propriété doivent être à l'abri des saisies involontaires ou autre injustice.

Dès lors, le propriétaire d'une ressource aux droits de propriété bien définis est suffisamment incité d'utiliser efficacement cette ressource car une baisse de la valeur de la ressource représente une perte pour lui (Gordon, 1954).

2. Typologie des droits de propriété sur les ressources naturelles

Différentes typologies des droits de propriété co-existent, et peuvent expliquer la multiplicité des paradigmes ayant encadré les réflexions sur les droits de propriété et l'efficacité économique.

Une première typologie distingue les droits de propriété absolus, car associés à la propriété d'objets physiques, et les droits de propriété relatifs, portant sur les obligations contractuelles (Furobotn et Richter 1998). Dans la gestion des terres, cette distinction est à l'origine des réflexions ayant conduit à encourager une appropriation totale des droits liés à la terre à

travers le cadre formel d'attribution de « titres », comme instrument de formalisation des droits complets sur une parcelle²² (Toulmin 2009). Même si la sécurisation des droits par les titres assurent un horizon de planification plus grand au titulaire du droit, en même temps qu'un retour sur investissement possible pour l'amélioration ou la conservation des sols, plusieurs auteurs ont démontré que cette condition n'est pas suffisante pour assurer une meilleure efficacité économique (Shiferaw et Holden 1999; Shiferaw et Holden 2000).

Une deuxième typologie, plus appropriée aux ressources naturelles, permet de classer les droits de propriété en quatre catégories : les ressources privées, les ressources en propriété commune, les ressources en accès libre, et les ressources publiques. Cette typologie basée sur le concept de « *common property* » comme source d'inefficacité, en raison des difficultés liées à la gestion des externalités, a introduit l'idée que seule la propriété privée était à même d'assurer la résolution des problèmes de sur-exploitation des ressources, de conflits sur l'usage des terres, ou de pollution environnementale. Quiggin et al. (1988) définissent une ressource en propriété commune (*res communes*) comme étant une ressource dont la propriété ou la gestion est assurée par un groupe d'individus, alors que les ressources en accès libre (*res nullius*) sont des ressources pour lesquelles il n'y a ni propriété ni contrôle sur l'utilisation. Une ressource en propriété commune est caractérisée par sa divisibilité et sa non-exclusivité²³. Pour une ressource à accès libre, l'exploitation est organisée sous une forme de « *first-come, first-serve* », car le droit de restriction de l'accès à la ressource n'est exercé par personne. Dans ce cas, en présence d'une forte demande, une surexploitation des ressources aura lieu, et la rente de rareté²⁴ va disparaître. L'intérêt de cette typologie est celui de reconnaître que l'accès libre n'est pas un régime sans droits de propriété, mais plutôt un régime de droit correspondant à une absence de restriction.

Dans le cadre de l'analyse des droits de propriété associés au capital sol, nous allons emprunter la grille d'analyse développée par Schlager et Ostrom (1992), et appliquée aux ressources naturelles. Elle nous semble bien appropriée pour mieux appréhender la complexité de définition des types de droits de propriété sur le capital sol, dans ce sens qu'elle

²² La propriété au sens romain (*ownership*) regroupe trois types de droits différents qui sont 1) celui de faire un usage physique des objets (*ius utendi*), 2) le droit au revenu généré de cet objet (*ius fruendi*), et 3) le droit de gestion y compris celui d'aliénation de l'objet (*ius abutendi*) (Furobotn et Richter 1998).

²³ La non exclusivité implique que la ressource peut être exploitée par n'importe qui alors que la divisibilité signifie que tout prélèvement de la ressource par un groupe diminue sa disponibilité pour d'autres groupes.

²⁴ La rente de rareté, mise en évidence par Ricardo à partir du prix de la terre. Le prix de la terre étant déterminé par l'unité marginale de la terre la moins fertile pour en assurer la rentabilité de production, les autres terres plus fertiles peuvent dégager un profit économique qui ne peut diminuer puisque les terres cultivables sont limitées. Des niveaux de prix plus faibles ne serviront qu'à réduire l'offre en terre en dessous de la demande.

permet d'une part d'identifier les types de droits associées aux différents stocks le constituant, et, d'autre part, d'analyser l'allocation des droits associés aux différents flux de services générés par le capital sol.

Pour Schlager et Ostrom (1992), le concept de « ressource collective » (Common Property Ressource) peut être appliqué à des ressources publiques, à une ressource n'appartenant à personne, ou encore à une ressource privée mais défendue par une communauté d'usagers de la ressource. Cette grille distingue différents niveaux de droits de propriété, associés aux différents titulaires de ces droits. Ces niveaux de droit sont regroupés en deux catégories :

- Un niveau opérationnel « *access and withdrawal* » composé du droit d'accès dans un espace défini et celui de prélèvement de la ressource.
- Un niveau de participation à l'action collective comprenant trois différents niveaux de participation :
 - Le droit de gestion, c'est-à-dire de réglementation des facteurs d'usage interne et de transformation de la ressource par des améliorations
 - Le droit d'exclusion qui détermine les ayant-droit et les modalités de transfert du droit d'accès
 - Le droit d'aliénation qui correspond au droit de vendre, louer ou disposer de tous les droits sus-cités.

Les titulaires de ces différents niveaux de droits peuvent se regrouper en quatre :

- Les usagers autorisés qui sont les détenteurs du droit d'accès et de prélèvement,
- le « *claimant* », qui en plus du droit d'accès et de prélèvement, possède le droit de gestion mais pas celui d'exclusion et d'aliénation sur la ressource,
- les « *proprietors* », qui en plus des droits du « *claimant* », détient le droit d'exclusion sur la ressource, et enfin,
- Les owners, disposant du droit d'aliénation

Le tableau suivant résume la répartition des droits de propriété associés aux ressources naturelles entre différents titulaires.

Tableau 16: Ensemble de droits associés aux ressources naturelles

Droits/ titulaires	<i>Owner</i>	<i>Proprietor</i>	<i>Claimant</i>	<i>Authorised user</i>
Access and withdrawal	X	X	X	X
Management	X	X	X	
Exclusion	X	X		
Alienation	X			

Source : Schlager et Ostrom (1992)

3. Droits de propriété et problématique de l'investissement pour le capital sol

La grille de Schlager et Ostrom (1992) en dissociant les différents régimes de droit, permettent de mieux comprendre les contraintes d'incitation à investir pour maintenir ou accroître un capital naturel. Notons qu'un régime de droit complet confère la totalité des droits à son détenteur, dont principalement le droit d'aliénation. Ce droit d'aliénation, combiné à un droit d'exclusion, produit un niveau d'incitation suffisant à leur détenteur pour entreprendre des investissements à long terme sur la ressource, permettant ainsi une utilisation efficiente de celle-ci. Le détenteur du droit d'aliénation peut en particulier à travers la vente de son actif naturel, récupérer l'ensemble des bénéfices générés par son investissement. (Clark 1990) précise toutefois que l'appropriation complète d'une ressource n'est pas une garantie d'utilisation durable de la ressource, car l'utilisation d'un taux d'actualisation élevé par son propriétaire peut entraîner la destruction de la ressource par sur-exploitation (Bromley 1995 et 2009). Appliqué au capital sol, l'attribution du droit d'aliénation a pour effet d'améliorer le fonctionnement du marché des terres cultivables, permettant alors de faciliter l'investissement sur ce capital.

Le droit d'exclusion produit une forte incitation pour les « *Owners* » et les « *Proprietors* » à investir pour le capital naturel, car ce droit leur donne la possibilité de décider de l'accès et du prélèvement des produits de leur capital. Appliqué au capital sol, l'attribution de ces droits, conjuguée avec une information technologique utile au sujet des déterminants de la productivité des sols, permettrait de contrôler le flux de biomasse sur les parcelles agricoles, et à terme, gérer durablement les parcelles cultivées. L'assurance de pouvoir contrôler le flux

des services générés par le capital sol est une incitation suffisante à investir pour ce capital (Bromley 1995).

L'incitation à investir d'un « *Claimant* » est supérieure à celle de l' « *Authorised user* », à cause de leur droit de gestion, c'est à dire de décision sur le choix de la technologie, et directement le type et le niveau des bénéfices générés par l'investissement. Par ces choix, le *claimant* peut exercer d'une certaine façon son droit de prélèvement sur la ressource. Par contre, en l'absence d'un droit collectif d'exclusion, *Claimants* et *Authorised users* ne sont pas assurés d'être récompensés pour leur investissement.

Les bénéfices des *Authorised users* dépendent des décisions des acteurs de droits situés au dessus d'eux, et définissant leurs droits en dernier ressort. Ils sont donc plus « *rules takers* », que « *rules designers* », mais peuvent engager un jeu avec l'Autorité garante des règles, pour obtenir le meilleur gain possible (Janssen et Ostrom 2006; Ostrom et Hess 2011). Ce cadre nous servira dans l'introduction de notre modèle des arrangements institutionnels ultérieurement.

L'investissement consiste à engager un capital ou une partie de celui-ci, pour un choix précis, excluant dès lors une consommation immédiate de ce capital, un investissement alternatif, et établissant l'acceptation d'un risque associé à l'investissement choisi. Pour un individu rationnel, un investissement n'est acceptable que s'il garantit des bénéfices au moins supérieur à l'investissement. Lorsque l'investissement est dédié à l'accroissement ou au maintien du stock du capital, la rationalité économique veut que cet accroissement soit au moins supérieur à l'effort d'investissement consenti. La définition des droits de propriété contribue alors à définir les modalités de répartition des bénéfices liés à l'investissement.

Pour le cas d'un capital naturel, les deux types d'investissement (productifs et de maintien) sont liés, dans ce sens que, par le choix d'une alternative technique d'investissement productif, sera définie la nature du stock du capital résiduel. D'autres parts, l'investissement pour le maintien d'un capital naturel peut aussi faire l'objet d'une décision rationnelle indépendante.

Pour le cas de l'investissement dans le capital sol, un investissement productif consiste en une combinaison d'utilisation de facteurs de production (travail, capital manufacturé, et technologie) où le choix du facteur technologique et l'importance du capital manufacturé déterminera le stock résiduel du capital sol (identifié par le stock de matière organique et de

nutriments)²⁵. Si le niveau de production dépend de la combinaison des facteurs productifs, la répartition des produits elle, est particulièrement liée à la structure des droits de propriété, qui définit la propriété des flux de produits obtenus. Les droits de propriété, lorsqu'ils ne reflètent pas l'effort d'investissement productif dans la répartition des différents produits, peut donc entraîner un sous-investissement pour le capital sol par le choix des facteurs technologiques inappropriés mais moins coûteux, ou minimisant opportunément la part des bénéfices externalisés (Agrawal et Ostrom 2001; Toulmin 2009).

La perspective d'investissement pour le maintien du capital sol se trouve liée à la répartition des flux de services écosystémiques générés par cette ressource. Dès lors, en reprenant la typologie des services écosystémiques fournis par le sol, les différentes problématiques en rapport avec les droits de propriété concernent :

- La problématique de répartition des bénéfices associés aux services de production des sols (*provisioning services*). Cette problématique est de type privé, et concerne les arrangements institutionnels de répartition des droits entre différents acteurs du territoire sur les produits agricoles directs ayant de la valeur, de même que la gestion des externalités de production.
 - ⇒ La répartition des droits sur les différents produits agricoles ne posent pas de problème pour les produits de récoltes principaux (grains, fibres et autres) ayant une valeur de marché, mais plus spécifiquement les produits dits « résiduels » (résidus de culture) ou indirects (matière organique dérivée). Ces derniers produits qui peuvent ne pas avoir de marché, mais possèdent une valeur d'usage qui peut profiter au producteur ou à d'autres acteurs distincts. Cette problématique n'existe que lorsque ces sous-produits agricoles sont valorisés par des tiers, ou bien lorsque les arrangements institutionnels spécifiques reconnaissent à un tiers un droit de prélèvement de ces sous-produits. Elle est très marquée en Afrique subsaharienne, en raison notamment de la définition des droits de type collectif ou en libre accès sur certains produits agricoles. Cette perspective peut être d'autant plus contraignante qu'elle a une conséquence sur le stock des matières organiques dans les sols, et, peut alors entraîner une dépréciation du capital sol qui en dépend fortement.

²⁵ Nous nous référons ici au modèle conceptuel du capital sol élaboré dans le chapitre 4, et qui définit ce capital comme un stock des deux proxy de matière organique et d'éléments minéraux.

- ⇒ La gestion des externalités de production concerne l'effet des choix techniques de production sur la fonction de production des tiers, tels que l'érosion, ou le transport des nutriments sur les parcelles aval. Lorsque les conditions agro-climatiques particulières sont la source d'une grande érosion des sols, cela peut aboutir négativement à une externalité de coût sur les parcelles aval, ou bien, sur la parcelle de départ pour laquelle les engrais apportés sont transportés. Dans ce dernier cas, il s'agit d'une externalité positive sur les parcelles aval. Ces différents effets off-site sont très largement explorés en économie, et les mesures de corrections préconisées concernent surtout l'internalisation des externalités causées (Pimentel 1995; Beaumont et R. T. Walker 1996; Enters 1998; Hediger 2003).
- La problématique de répartition des valeurs économiques (coûts et bénéfices) associées aux services environnementaux produits (regulating and supporting services). L'écosystème sol assurant la production d'un certain nombre de services environnementaux, l'amplitude de production de ces services dépend étroitement des choix techniques retenus par le « gestionnaire » de la ressource « sol ». Ainsi par exemple, la séquestration du carbone, ou la conservation de la diversité dépendent étroitement des systèmes de culture adoptés par le producteur (Bationo et al. 2007; Sá et al. 2009; Bullock et al. 2011). Dès lors, la production même de ces services environnementaux affecte forcément la fonction de profit du producteur. La problématique des droits de propriété revient donc à faire intégrer les coûts liés à la production des services environnementaux qui sont une externalité négative pour le producteur. Le problème de la répartition même des bénéfices associés aux services environnementaux peut se poser, mais dans le contexte d'inexistence d'un marché approprié, peut paraître accessoire (Jack et al. 2008; Engel et al. 2008).

De ce qui précède, on peut conclure que différentes perspectives peuvent être attribuées à la problématique des droits de propriété et l'investissement pour le capital sol en Afrique Sub-saharienne. Les plus importants seront examinés dans les lignes qui suivent.

4. Origine et diversité de droits associés au capital sol en Afrique subsaharienne

Deux écoles s'opposent au sujet de l'émergence des droits de propriété : l'école de la théorie de la « main invisible » et celle de la théorie optimiste ou évolutionniste. D'après la première

école, l'origine des droits de propriété dans ses formes variées relève d'un phénomène social. L'institution de la propriété s'est améliorée dans le temps par un processus à travers lequel l'Etat a essayé de clarifier et régulariser la loi sur la propriété (Furobotn et Richter 1998). La théorie optimiste de l'émergence des droits de propriété énoncée par Demsetz (1967), stipule que « les forces du marché poussent l'organisation économique vers une définition optimale des droits de propriété. Spécifiquement, dans un système capitaliste, les forces du marché peuvent contribuer à éliminer les structures de droits de propriété inefficients, et promouvoir les arrangements institutionnels mieux appropriés à l'exploitation des opportunités économiques ». Demsetz (1967) défend que l'émergence de nouveaux droits de propriété se fait en réponse aux stratégies des acteurs de s'ajuster aux effets extérieurs de nouvelles dynamiques économiques (favorables ou défavorables). Ceci présume que les droits de propriété tendent à internaliser les externalités lorsque les gains de cette internalisation dépassent ses coûts. Malgré de nombreuses critiques relevées, nous emprunterons cette hypothèse pour construire le modèle des arrangements institutionnels sur la gestion du capital sol.

Schlager et Ostrom (1992) regroupent les droits associés aux ressources naturelles en deux catégories. Lorsqu'ils sont imposés par un gouvernement qui octroie des droits aux utilisateurs d'une ressource, ils sont qualifiés de « *de Jure* », dans ce sens qu'ils bénéficient d'une reconnaissance formelle et légale. Lorsque les droits émanent des utilisateurs des ressources eux-mêmes, à travers différents processus de coopération, ils sont qualifiés de « *de facto* », jusqu'à ce qu'advienne leur reconnaissance formelle par l'Etat. De manière globale, les droits *de facto* sont considérés comme étant moins sécurisés que ceux *de jure*. Il n'est toutefois pas exclu que des droits de type *de facto* soient conclus entre utilisateurs ayant a priori des droits *de jure* sur la ressource, établissant alors un environnement économique mixte, possédant à la fois la sécurisant relative à l'existence des droits formalisés, et à la flexibilité émanant de la coopération ayant conduit à des droits parallèles *de facto*.

Différents pays d'Afrique sub-saharienne traversent une transition dans la définition des droits de propriété. On distingue alors en même temps un système traditionnel qui revendique la prépondérance des communautés elles-mêmes et des régimes de droits de types collectifs, et un système moderne qui met l'accent sur les droits individuels.

Dans les années 1970, l'inefficience économique des systèmes traditionnels a été notée par plusieurs auteurs, et a justifié une action des gouvernements en faveur d'un processus de

formalisation et d'individualisation des droits sur la terre. Pourtant, plus récemment, ces assertions ont été contredites par divers travaux (Schlager et Ostrom 1992; Besley 1995; Sjaastad et Bromley 1997), établissant notamment que les droits de propriété sur la terre ne sont pas exclusivement de type communautaire, possèdent une flexibilité qui lui permet de s'adapter à la disponibilité des ressources, et peuvent être plus appropriés que le code foncier moderne à assurer un niveau d'incitation pour investir sur le capital sol (Bassett et al. 1993; Platteau 1996).

5. Les arrangements institutionnels pour le capital sol au Nord-Cameroun

Le contexte physique des savanes du Nord-Cameroun se caractérise par une courte saison de pluies de 4 à 5 mois, rendant critique la gestion de l'agriculture et des ressources naturelles agricoles. L'organisation socio-culturelle est marquée par une organisation politique forte basée sur des règles traditionnelles rigides sous l'autorité des Lamibés, et donnant lieu à une défaillance dans la définition des droits de propriété, notamment en rapport avec la gestion globale de la matière organique et de la fertilité des sols (Dounias et al. 2002; Dongmo 2009). En effet, les systèmes d'élevage basé sur un élevage divagant, n'assure que partiellement la restitution des matières organiques prélevées sur les parcelles à travers les résidus de récolte (Rouchier et al. 2001). Deux différentes communautés (d'agriculteurs et d'éleveurs) font face, avec des stratégies distinctes, et parfois divergentes, à leur activité principale (agriculture et élevage respectivement), en fonction de l'accès et de la disponibilité des facteurs de production²⁶. De manière générale, plusieurs auteurs ont montré la divergence des stratégies de gestion des biomasses entre communautés d'agriculteurs et d'éleveurs (Gautier et al. 2003). La même ressource constitue pour les uns, une source d'alimentation importante pour leurs troupeaux, et pour les autres une source de matière organique pour permettre d'entretenir la fertilité des parcelles cultivés (Pieri 1989; Cochet 1996; Bekunda et al. 2010; Naudin et al. 2011; Dongmo et al. 2012). Dans tous les cas, cette situation conflictuelle a un impact négatif sur la fertilité des sols et, indirectement, sur les performances des systèmes d'élevage qui, dans ce contexte de vaine pâture, dépendent aussi de la fertilité des sols.

²⁶ Cette présentation pour des raisons de simplicité dans la modélisation, ignore le cas intermédiaire pourtant très présent, où activités agricole et d'élevage sont intégrées au sein d'une même exploitation. Il faut globalement noter une intégration agriculture/élevage relativement plus faible que dans certains contextes d'Afrique de l'Ouest, notamment dans une envergure qui pourrait influencer les arrangements institutionnels (Dongmo et al. 2010).

Face à l'introduction des innovations agronomiques entraînant de nouvelles modalités de gestion des biomasses produites par les cultures, plusieurs trajectoires d'évolution des exploitations agricoles peuvent être anticipées :

- un investissement de plus en plus important dans les activités d'élevage pour des exploitations purement agricoles au départ, peut avoir lieu, pour permettre de valoriser l'accroissement en ressources fourragères occasionnées par l'intensification liée aux associations de culture plus productives en biomasses qu'une culture pure conventionnelle,
- la sédentarisation et un investissement de plus en plus important dans les activités agricoles pour des exploitations spécialisées dans l'élevage, en accord avec la disponibilité des ressources productives (fumure organique), si les arrangements institutionnels le permettent,
- L'ouverture des échanges et des transferts des inputs de production (biomasses de culture et matière organique) entre agriculteurs et éleveurs, qu'ils soient payants ou non.

Ces différents scénarii d'évolution institutionnelle peuvent être intéressants pour la modélisation des trajectoires des exploitations agricoles, en fonction du niveau de spécialisation et/ou du choix d'intégration des deux activités. A cette échelle, la question intéressante est celle de savoir comment évoluera chaque type d'exploitation en fonction des contraintes associées à la gestion du capital sol ?

Le contexte socio-culturel du Nord-Cameroun est caractérisé par un fort enchâssement des règles traditionnelles dans les activités rurales, sous l'autorité de Chefs coutumiers dotés de pouvoirs qui peuvent très étendus pour la gestion du capital sol (Teyssier et al. 2003; Seignobos 2010). Cette organisation politique repose sur une structure traditionnelle dirigée par un « Lamido », représenté à des échelles intermédiaires par des « Lawan », responsables du contrôle de l'accès et des prélèvements des ressources naturelles dont les sols cultivés et les zones de pâturage au sein du territoire villageois relevant de sa compétence²⁷.

Dans un tel contexte, les Chefs traditionnels jouent un rôle crucial dans la définition des droits de propriété sur le capital sol, et leur exécutabilité. Plusieurs auteurs ont identifié ce rôle

²⁷ A l'échelle plus réduite du quartier ou des groupes ethniques spécifiques, les Djaouros sont les Chefs de communautés, mais leur pouvoirs concernent plus spécifiquement les problèmes d'organisation communautaire, et très rarement l'organisation de l'espace et l'accès aux ressources naturelles territoriales.

comme relevant de la gouvernance, c'est à dire associé à la définition des coûts de transaction sur le capital sol (Bassett 1993; Besley 1995; Rouchier et al. 2001; Bassett 2009; Goodhue et McCarthy 2009).

La figure suivant récapitule la répartition des faisceaux de droits entre les différents acteurs dans les terroirs du Nord-Cameroun.

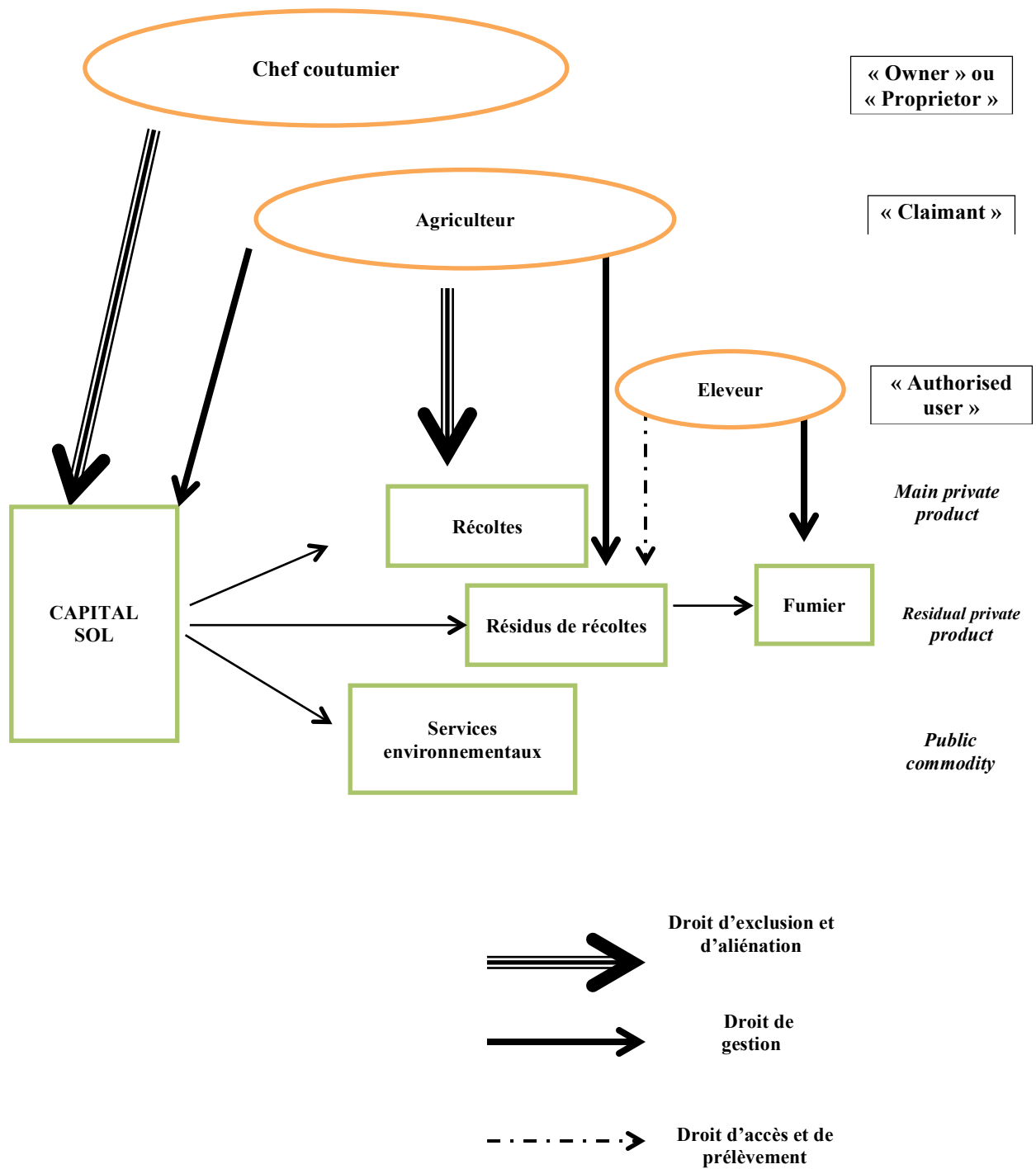


Figure 7: Répartition des faisceaux de droit sur le capital sol et ses produits, entre les différents acteurs

(Source : Enquêtes de terrain)

L'utilisation de la grille de Schlager et Ostrom (1992) pour identifier les différents régimes de droits associés au capital sol nécessite au préalable une identification des différents objets sur lesquels se répartissent ces droits. Nous avons donc distingué :

- le capital sol proprement dit, pris ici comme le sol physique et l'ensemble des services qu'il procure,
- les services productifs déclinés dans la figure 4 en récolte et résidus de récoltes
- l'ensemble des services environnementaux assurés par le sol, et pris comme bien public, pour lequel il ne pourrait y avoir ni exclusion ni rivalité

Les différents acteurs impliqués dans la répartition des droits associés au capital sol peuvent être regroupés en quatre : le chef coutumier, les agriculteurs, les éleveurs, et la collectivité. Boutinot (1995 et 1999) nous donne le cadre permettant de comprendre le rôle du chef coutumier au Nord-Cameroun. Pour cet auteur, suivant le cas, le Chef coutumier peut jouer deux rôles différents dans la définition et l'application des droits sur le capital sol :

- Il peut jouer un rôle de représentation de la collectivité, et de garant du respect des arrangements institutionnels collectifs validés par l'ensemble de la communauté. Dans ce rôle, le Chef coutumier est focalisé sur l'arbitrage des conflits sans que cela ne lui donne droit à une rente de situation. Le Chef coutumier y assume alors le droit d'aliénation et d'exclusion au nom de toute la communauté, mais de manière moins rigide. Ces situations correspondent à la forme la plus avancée de l'affirmation du droit individuel sur le capital sol, avec une portée limitée de l'action du chef traditionnel. Ce cas de figure se rencontre surtout dans le Pays Toupouri et d'autres régions de l'Extrême-Nord épargnées par la conquête Peul, et composées d'un même groupe ethnique.
- Dans les chefferies musulmanes, le Chef coutumier est de fait propriétaire du domaine rural, et prescripteur des règles d'accès à la terre. Cette position lui confère une rente liée à la gestion du capital sol. Le droit d'aliénation et d'exclusion du Chef coutumier est plus affirmé. Les règles d'accès et de prélèvement des produits du capital sol dépendent alors du finage des terroirs, et sont, avec la disponibilité des ressources fourragères, un élément central déterminant la décision de séjourner de l'éleveur mobile. C'est ce dernier cas qui sera utilisé pour l'élaboration du modèle des arrangements institutionnels.

Ces éléments nous permettent alors d'établir qu'en réalité, les différents régimes de droit appliqués au capital sol, peuvent être mieux précisés en les reliant à chaque produit spécifique. Ainsi, le droit de gestion de l'agriculteur sur le capital sol (qui est celui de décider de la culture, de la rotation et de la technologie de production qu'il utilisera), consiste en un droit d'aliénation et d'exclusion sur les récoltes, associées à un droit de gestion sur les résidus de récolte. Pour l'éleveur, son droit d'accès et de prélèvement temporaire (pendant la durée de la saison sèche) consiste en un droit d'accès et de prélèvement sur les résidus de culture, et un droit de gestion sur le fumier issu de la consommation des résidus par ces animaux.

En réalité, pour chacun des produits (récolte ou résidus de culture), l'effort d'investissement sur le capital sol est déterminé par le propriétaire du droit de gestion, alors que le bénéfice de l'investissement est en plus associé au droit d'accès et de prélèvement. Même si l'arbitrage sur l'équité dans cette répartition est exercé par le propriétaire du droit d'exclusion (en l'occurrence le Chef traditionnel), ce dernier, à travers son droit d'aliénation de fait sur les parcelles cultivées, bénéficie également d'un bénéfice de l'effort d'investissement exercé par l'agriculteur. Les principales contraintes associées à cette répartition des faisceaux de droits entre acteurs réside surtout sur la dissociation entre le droit de gestion d'un côté, et celui d'exclusion et d'aliénation de l'autre. En effet, le titulaire du droit de gestion étant celui à qui *in fine* appartient la décision d'investissement sur le capital sol (pris globalement) n'est pas enclin à investir lorsqu'il n'a pas la garantie de pouvoir contrôler l'accès ou l'exclusion sur tout ou partie de la ressource (Jansson 1994; Besley 1995; Sjaastad et Bromley 1997; Gebremedhin et Swinton 2003). De même, l'effort d'investissement n'est pas récompensé par un bénéfice final que l'agriculteur aurait pu exercer à travers le droit d'aliénation, pour lui assurer à terme la capitalisation des efforts d'investissement.

6. Perspectives de modélisation des arrangements institutionnels

Le modèle du capital sol défini dans la première partie de la thèse s'est fondé sur la rationalité privée de l'agriculteur, pendant ses décisions consistant au choix du taux de matière organique à restituer au sol, et celui du niveau de fertilisation minérale à apporter pour assurer un niveau de production agricole optimal. Ce modèle ne permet donc pas d'inférer sur la dynamique globale de gestion de la matière organique au sein d'un territoire villageois, ni de prévoir les stratégies des autres acteurs du terroir, qui pourtant sont tout aussi concernés par la gestion des biomasses agricoles.

Dans cette partie de l'étude, nous nous penchons sur cette échelle collective de gestion du capital sol, en nous intéressant notamment aux interactions entre acteurs permettant d'aboutir au choix du taux de biomasse de culture qui seront préservés pour le capital sol, mais aussi aux logiques des acteurs face à la mise en place d'arrangements institutionnels spécifiques permettant de définir ce taux, et les bénéfices individuelles des différents groupes d'acteurs pour lesquels les biomasses de culture sont un intrants ou un produits de leur fonction d'utilité.

Jusque là, tous les travaux de modélisation des arrangements institutionnels sur la gestion des sols dans le cadre de la vaine pâture ont toujours considéré les agriculteurs et les éleveurs comme seuls utilisateurs des biomasses de culture, les Autorités coutumières étant prises en compte comme des arbitres en charge de la définition des droits de propriété et leur mise en œuvre, mais dont la fonction de profit n'est pas déterminée par ces choix (Bousquet et al. 1999; Rouchier et al. 2001; Schreinemachers et al. 2007). Dans notre analyse, nous fondons plutôt notre raisonnement sur une implication de ces Autorités traditionnelles comme acteurs à part entière, et non comme institution de gouvernance. En effet, les revenus des chefs traditionnels sont en partie liés à la gouvernance des droits de propriété (arbitrage des conflits, et renforcement de l'exécution des règles). Pourtant, ces derniers peuvent avoir intérêt à ce que les conflits agriculteurs-éleveurs se multiplient, car cela permet alors d'accroître leurs revenus, puisque liés également à l'occurrence de ces conflits.

Les revenus des Chefs traditionnels sont d'abord proportionnels à l'intensité de l'activité économique locale, elle-même en rapport avec l'importance des différentes communautés d'agriculteurs et d'éleveurs. Ces revenus proviennent surtout du prélèvement de la dime sur les parcelles agricoles aux agriculteurs, et de la taxe à la tête de bétail pour les éleveurs (Dounias et al. 2002; Goodhue et McCarthy 2008). Ces derniers étant essentiellement en mobilité, ils gardent la possibilité de choisir de rester ou non dans un territoire, en fonction des disponibilités fourragères d'une part, mais aussi de l'attrait des règles institutionnelles liés à l'accès à ces ressources d'autre part, par rapport au territoire voisin avec lequel ce dernier est en compétition (Bousquet et al. 1999; Rouchier et al. 2001). Dès lors, on peut émettre l'hypothèse que la défaillance dans la définition des droits de propriété, même si elle entraîne une faible incitation à investir pour le capital sol, peut être envisagée comme l'un des instruments déterminant le niveau de revenu des chefs traditionnels. La mise en œuvre des droits de type transitoire excluant toute résolution définitive des contraintes, permet alors de

comprendre les bases des variables de modélisation des arrangements institutionnels sur l'accès au capital sol (Balarabe et Lifran 2011).

Les principales problématiques collectives qui peuvent être abordés en terme de modélisation des arrangements institutionnels sur le capital sol sont :

- Quelles stratégies les acteurs du territoire ont-ils intérêt à adopter pour s'adapter à une variation du capital sol ?
 - o Stratégies internes à l'exploitation (sélection du niveau et du type d'investissement, diversification des activités – sédentarisation des éleveurs ou investissement dans l'élevage par les agriculteurs par exemple – extension de certaines activités, contrôle de l'accès aux résidus de culture, etc.)
 - o Stratégies d'entrée ou de sortie du territoire en fonction du type d'arrangements institutionnels
- Quelles sont les trajectoires de la dynamique du capital sol en fonction des arrangements institutionnels et des stratégies des acteurs ?
 - o En termes d'évolution de la dynamique des ressources en terres
 - o En termes de définition des trajectoires durables lorsque les ressources en terre ne sont plus disponibles

L'objet de cette partie est de jeter les bases pour construire un modèle des arrangements institutionnels prenant en compte les déterminants collectifs de la gestion du capital sol, et permettant d'examiner ces deux grandes problématiques.

6.1. Cadre analytique

Nous proposons de considérer le cadre analytique de résilience des systèmes socio-écologiques (SES). Dans notre contexte, le système socio-écologique est constitué du paysage utilisé pour la production agricole et l'élevage, ainsi que les arrangements institutionnels encadrant l'accès aux ressources en sols et biomasse fourragère dans les parcelles de culture et les espaces naturels (Lebel et al. 2006; B. H. Walker et al. 2006). Dès lors, ces arrangements institutionnels ont un impact sur la productivité de l'ensemble du système, et sont également déterminés par les pratiques agro-écologiques des différents acteurs. L'aptitude des innovations agro-écologiques à répondre aux enjeux pressants liés à la gestion du capital sol dépend de la capacité adaptative individuelle des acteurs sur le plan technique et économique, mais aussi collectivement sur le plan à l'échelle institutionnelle. En d'autres

termes, on est intéressé de savoir, en considérant qu'il est possible d'augmenter la productivité et la durabilité du SES, comment rendre les modifications sur les arrangements institutionnels souhaitables et acceptables par la majorité des acteurs.

Les économistes agricoles ne s'intéressent pas habituellement à ces problématiques, soit parce les droits de propriété sont très bien définis dans leur contexte d'intervention, soit ils font abstraction de la défaillance dans la définition des droits de propriété et raisonnent alors dans un environnement considéré comme idéal (Anderies et al. 2002; B. H. Walker et al. 2006). Il faut ajouter alors que très souvent, le concept de technologie sur lequel l'analyse des économistes s'appuie, repose surtout sur la fonction de production où le poids est donné aux intrants de production, et rarement aux ressources naturelles.

Dans le contexte du Nord-Cameroun, les règles traditionnelles d'allocation de la terre et des ressources associées semblent être robustes. Il ne semble pas envisageable d'anticiper spontanément un changement des arrangements actuels à un système de droits complets sur le capital naturel (Toulmin 2009; Goodhue et McCarthy 2009). En raison de la complexité de cette situation, des interrogations concernant la dimension spatiale du problème nécessitent une démarche progressive.

Dans un tel contexte, les espaces naturels restent également très importants pour l'alimentation du bétail, et donc indirectement pour la fertilité des sols. En effet, pendant la saison des cultures, les troupeaux s'alimentent dans les espaces de jachère, les espaces naturels, ou les parcours fourragers s'il y en a. Pendant la saison sèche également, lorsque le disponible fourrager le permet, ces espaces naturels peuvent être utiles dans les terroirs à faible pression démographique (MacLeod et al. 2004; Erenstein et Thorpe 2010). L'allocation des superficies disponibles aux activités d'agriculture et d'élevage dépend de la disponibilité totale des surfaces, et les règles d'accès aux différents espaces déterminent l'accès à la biomasse sur les parcelles cultivées et les parcours naturels.

Dans le système traditionnel, et lorsque les réserves en terre existent, il n'y a aucune incitation pour les agriculteurs à investir pour le capital sol, si les droits de propriété reposent sur une utilisation commune des résidus de culture. Le système reposera dans une large mesure sur l'utilisation des engrais minéraux pour assurer une productivité minimale, mais les agriculteurs seront peu incités à investir pour le capital sol sur une perspective de long terme. La conjonction entre le libre accès aux résidus de culture (et donc à la matière organique), et

la réallocation des superficies nouvelles est un obstacle majeur à l'investissement pour le capital sol. Un agriculteur rationnel préférera donc défricher une nouvelle parcelle, diminuant au fur et à mesure la surface relative des espaces naturels (réserves en terres) par rapport aux espaces cultivés. Cette diminution des espaces naturels même si elle ne constitue pas une quasi-perte en résidus de culture dans un contexte de vaine pâture, augmentera le risque de conflits entre agriculteurs et éleveurs, en raison notamment de la diminution de la ressource fourragère en saison de pluies, et globalement des espaces de circulation du bétail (Janssen et al. 2004; Higgins et al. 2007). S'il arrive qu'en raison de la multiplication des conflits et la raréfaction de la ressource un éleveur décide de quitter le village, cela aura des répercussions sur les revenus de l'Autorité traditionnelle.

6.2. Structure du modèle

Les espaces cultivés et les espaces naturels produisent de la biomasse. Une partie de cette biomasse est exportée pour les besoins de l'Homme et des animaux, et le reliquat, par incorporation de la matière organique, servira pour la restauration du capital sol.

La biomasse est produite dans les espaces naturels par la conjonction des facteurs climatiques et de la matière organique (unique élément de fertilité), alors que sur les parcelles cultivées, la production de biomasse peut être augmentée par le travail humain et l'utilisation des engrais minéraux. Toutefois, nous avons choisi de ne pas considérer les facteurs climatiques, car ils sont considérés comme des variables données.

Les espaces naturels peuvent être convertis en parcelles cultivées, sous l'Autorité du Chef traditionnel qui en donne alors l'ordre. Une fois ces parcelles mises en culture, elles peuvent également être laissées en jachère lorsque le niveau de productivité sera jugé, faible, à la seule décision de l'agriculteur. On comptabilisera donc de nouveau ces parcelles comme faisant partie des espaces naturels.

6.2.1. Dynamique du territoire

Nous distinguerons deux parties du territoire : les champs (indice F pour fields) et les espaces de savane (indice S pour savane).

La dynamique spatiale d'occupation et d'utilisation du territoire est un modèle de rotation où les parcelles exploitées sont laissées en jachère pendant un moment, le temps de permettre la reconstitution de la fertilité perdue (Bekunda et al. 1997; Tenywa et Bekunda 2009).

Par définition, les parcelles en jachère ne sont pas cultivées, mais elles peuvent continuer à être pâturées, ce qui réduirait alors le taux de restitution de la MOS, et augmenterait la durée de mise en jachère (Nezomba et al. 2010). En plus de cette question d'arbitrage sur la rationalité individuelle de faire paître les parcelles en jachère, on pourrait également s'intéresser à la proportion des superficies totales du terroir à mettre en culture.

Notons A la superficie totale du territoire, hors parcelles habitées.

$A = c + f + s$ (avec c représentant les surfaces cultivées, f les surfaces en jachère, et s les espaces naturels non cultivés (brousse)).

En état stationnaire de la dynamique du territoire, s est maintenu constant et $C = c + f$.

La durée de la rotation T est une variable de contrôle du modèle. Elle exprime le temps nécessaire pour reconstituer la matière organique du sol, c'est à dire sa fertilité. On peut donc noter $f = C/T$. Ce qui implique que la surface totale mise en culture diminue lorsque la longueur de la rotation augmente. Par conséquent, on a $c = C(1 - 1/T)$

Par contre, lorsque la pression sur les sols est élevée, on note une dynamique nouvelle de l'espace avec une conversion de nouveaux espaces naturels en champs cultivés. On peut donc noter $dc = - ds$, pour traduire que la dynamique des espaces naturels est liée à celle des espaces cultivés.

Dans une phase de transition, c peut être différent de f.

Dès que $s = 0$, on obtient $c = A(1 - 1/T)$. On se retrouve donc dans le cas des terroirs saturés.

Parcelles cultivées (F)

La dynamique de la biomasse est donnée par la relation :

$$\Delta N_1^F = K_1 [\alpha F(L, N_1^F, N_2, \tilde{R}) - B_1^F] - K_2 N_1^F$$

Dans le contexte d'accès libre de facto sur les résidus de culture, nous supposons que l'ensemble des résidus sera consommé, et rien ne sera incorporé au sol sous forme de matière organique.

$$\alpha F(L, N_1, N_2) = B_1$$

La matière organique du sol devient alors une ressource non renouvelable donnée par la relation : $N_1^F = -K^2 N_1^F$

Dès lors, la productivité des parcelles n'est assurée que par un apport d'engrais minéraux qui seront considérés complémentaires à la matière organique pour la production de biomasse. La diminution progressive de la fertilité (production de biomasse totale), en raison de la baisse d'efficacité des engrais minéraux due à la teneur de plus en plus faible de la MOS va amener l'agriculteur à abandonner cette parcelle et défricher une nouvelle parcelle ou reprendre une ancienne parcelle en jachère.

Sur les espaces naturels (S)

La dynamique de la biomasse sur les espaces naturels est dépendante du stock, avec un impact important du climat (pluviométrie). Elle est notée $G(N_1^S, R)$. Les espaces naturels sont pâturés en saison de culture (4-5 mois/an) pour éviter l'intrusion du bétail dans les parcelles cultivées. Le taux de restitution de la matière organique dans les espaces naturels dépend alors du taux de charge. K_1 et K_2 représentent respectivement le pourcentage de biomasse restitué, et le taux de MOS utilisé par les plantes.

$$\Delta N_1^S = K_1 [G(N_1^S, \tilde{R}) - B_1^S(h)] - K_2 N_1^S$$

6.2.2. Les acteurs et les arrangements institutionnels

Considérons trois types d'agents économiques dans notre modèle: les agriculteurs, les éleveurs, et les Chefs traditionnels.

Les agriculteurs

Les Agriculteurs contrôlent les superficies cultivées (c), ainsi que la quantité de fertilisants apportés. Ils ne contrôlent pas la longueur de la rotation, représentant la durée de mise en jachère, T . Ils subissent des pertes occasionnées par l'incursion incontrôlée du bétail dans les parcelles en période de végétation, c'est à dire pendant la saison des pluies. Les coûts de ces pertes sont fonction du taux de charge du troupeau responsable.

La fonction d'utilité des Agriculteurs est de la forme :

$$\max [F = p_a c [1 - \alpha F(L_c, N_1^F, N_2^F)] - wL_c - p_N N_2 - cp_c - dc(wL_s + t_c) - D(h)]$$

Avec L_c représentant le temps de travail sur les parcelles cultivées, L_s le temps nécessaire pour défricher une nouvelle parcelle, w le salaire, p_N le prix des engrais minéraux, p_c une rente annuelle (dîme) payée au Chef traditionnel, et t_c une taxe de défrichement collectée par le Chef traditionnel.

On peut remarquer que la fonction de production agricole n'est pas de la forme standard, étant donné que nous souhaitons comprendre les relations fonctionnelles entre les engrais minéraux et la matière organique des sols.

La question de l'horizon du temps et de la préférence temporelle pour les agriculteurs est en relation avec l'hypothèse que ces derniers raisonnent dans un contexte de contrainte de liquidité ou non. Nous suggérons qu'en raison de l'imperfection des marchés de crédit, les agents agissent de manière myope. Par conséquent, ils maximisent leur revenu à l'horizon d'une seule campagne agricole (une année). Nous prendrons aussi en compte que les Agriculteurs sont plus sédentarisés que les éleveurs, disposent de moins de revenus, mais restent plus nombreux que ces derniers. Ainsi, ils ne seront en mesure de partir d'un village que lorsque de manière répétitive, les difficultés pour subvenir aux besoins alimentaires et financiers de leur exploitation persistent.

Les éleveurs

Ils contrôlent la taille de leur troupeau qui est détenu dans le village. Etant essentiellement mobiles, ils peuvent se déplacer d'un village à un autre, lorsque les conditions biophysiques (disponibilité de la ressource en biomasse) ou les conditions réglementaires (règles traditionnelles imposées par le chef) deviennent moins favorables.

Pour avoir accès au village, ils paient au chef traditionnel un droit forfaitaire R_a . Lorsque leurs troupeaux produisent des dégâts sur des cultures pendant leur végétation, ils paient des pénalités $F(C/S, h, M)$ au chef traditionnel.

Leur fonction d'utilité prend la forme :

$$\max [H = \Pi(B_1^S, B_1^F, p_b, h) - R_a - F(C/S, h, M)]$$

Le profit de l'éleveur dépend de la disponibilité des biomasses sur les espaces naturels en saisons des pluies, et sur les parcelles cultivées en saison sèche. Le forfait payé au chef traditionnel pour accéder aux espaces naturels du terroir est négocié indépendamment de la productivité de ces savanes, mais est proportionnel à la taille du troupeau h . La pénalité payée en cas de dégâts sur les cultures est proportionnelle à la taille du troupeau et à la proportion parcelles cultivées / espace naturel. Plus ce rapport est élevé, plus la probabilité des dégâts l'est aussi. Toute exagération des charges par le chef traditionnel entrainera un déplacement de l'éleveur vers un autre village.

Les chefs coutumiers

Habituellement, ils sont considérés comme des arbitres, assurant le respect des règles, et collectant les diverses taxes, et les pénalités à transférer aux acteurs pour réparation (Goodhue et McCarthy 2009). Leur rôle social est alors considéré comme rémunéré par les taxes annuelles diverses (dîmes) et une proportion des pénalités payées en cas de conflits. Dans notre modèle, nous avons choisi de les représenter non pas comme étant uniquement intéressés par ces coûts de transaction, mais comme jouant un rôle économique majeur dans la gestion des conflits et l'attraction économique du terroir par rapport aux autres, en définissant *in fine* les règles coutumières d'accès et de prélèvement des ressources en biomasse de culture.

La fonction d'utilité du Chef coutumier est donnée par :

$$Max [R_a + F(C/S, h, M) + cp_c + t_c dc - M(C, C/S)]$$

Ses revenus dépendent des droits d'entrée payés par les éleveurs (R_a), des pénalités payées par les éleveurs F , des taxes annuelles payés par les agriculteurs p_c et des frais payés par les agriculteurs pour défricher une nouvelle parcelle t_c . Le chef coutumier fait face à des coûts administratifs M .

On pourra par exemple considérer que le système est essentiellement dynamique, et que les agents jouent en condition de myopie totale, ne pouvant pas anticiper sur la dynamique de la ressource, mais réagissant a posteriori.

Les éleveurs ayant la possibilité de quitter le village et de trouver des ressources alternatives pour leurs troupeaux, $h = 0$ s'ils partent du village. Il sera donc possible de modéliser la réaction des éleveurs en fonction de l'attractivité des villages pour leur activité.

$$dh = \Psi(H - \overline{H_A})$$

Les agriculteurs sont plus sédentarisés, mais peuvent éventuellement quitter le village si les mauvaises conditions sociales ou de production agricole persistent. Leur présence dans la durée dans un terroir est liée à leur niveau d'investissement pour défricher la terre, et à des droits de propriété plus affirmés que cela leur confère par rapport aux éleveurs. Les superficies des parcelles défrichées constituent un investissement pour eux, qu'ils perdront s'ils quittent le village. A contrario, lorsque les conditions sont plus propices, ils peuvent augmenter leurs superficies totales dans le village.

L'évolution des surfaces cultivées, dépendant des revenus agricoles, peut être représentée comme suit :

$$dc = \Phi(\overline{F/L})$$

Le tableau récapitule les différents agents, leurs interactions, et les variables de contrôle.

Tableau 17: Synthèse des attributs des différents modèles

Agents	Variables de contrôle	Contraintes
Agriculteurs	L_C, L_S, N_2, d_C	L, A, N^F
Éleveurs	H	R_a, F, B^F, B^S
Chefs Coutumiers	$t_c, p_c, d_c, B^F, B^S, T$	A

6.3. Pistes pour la modélisation

La première piste de modélisation est celle de la dynamique collective du capital sol au sein du territoire. Ce chantier consistera, à partir des différents arrangements institutionnels possibles, de prédire les conséquences des choix rationnels des agriculteurs et des éleveurs par rapport à la préservation des espaces naturels (s) comme réserves collectives en capital sol. Par exemple, l'augmentation du coût d'accès aux résidus de culture ou bien celui de l'accès à la jachère naturelle peut induire un comportement de l'éleveur qui va se répercuter sur la dégradation des espaces naturels (forte pression), ou bien une nouvelle répartition de la fumure organique issue de l'élevage. On peut aussi modéliser la dynamique du capital sol cultivé, en tenant compte de la rationalité d'investissement pour ce capital privé, par la définition d'un niveau d'apport d'engrais minéraux par les agriculteurs. Par ailleurs, en maintenant fixés ces niveaux d'investissement (qui en réalité dépendent surtout des arrangements institutionnels et des ressources de l'exploitation qu'on peut considérer comme données), on peut modéliser la dynamique collective du territoire travers la proportion de reconversion de l'espace naturel comme variable de contrôle.

Un deuxième chantier de modélisation consisterait à considérer l'impossibilité de faire varier la réserves du capital sol (espaces naturels) et, par modélisation en théorie des jeux, déduire le comportement rationnel des trois types d'agents en fonction des variables de contrôle que seront la taille du troupeau pour les éleveurs, des parcelles pour les agriculteurs, et les niveaux des taxes et pénalités pour les chefs traditionnels. Les conclusions à tirer de ce modèle permettront alors de définir les trajectoires les plus optimales de chaque type d'acteur, et la possibilité qu'il y ait alors de nouveaux arrangements institutionnels à mesure de satisfaire l'ensemble des décisions des agents en interaction. Ce modèle peut être élaboré par un jeu de Stakelberg, où les agriculteurs, en premier, décident des superficies à mettre en valeur, puis les éleveurs réagissent en choisissant de rester dans le terroir ou bien se déplacer, en fonction de la disponibilité des ressources et de leur coût.

Conclusion

L'objectif de ce chapitre était double : après une revue bibliographique des relations entre droits de propriété et l'incitation à investir pour le capital sol. Il était également question d'examiner les spécificités du contexte au Nord Cameroun, et de jeter les bases de modélisation des arrangements institutionnels pour le capital sol.

Dans le contexte de l'Afrique sub-Saharienne en général et du Nord-Cameroun en particulier, les droits de propriété associés à la gestion au capital sol sont constitués de droits formels, définis par les Institutions étatiques. Pourtant, en milieu rural, plusieurs auteurs ont fait état de la prépondérance de droits coutumiers, résultant soit d'arrangements institutionnels locaux, soit des rapports de force historiques, perpétués par des Autorités coutumières, garantes de leur application. Ces droits dits coutumiers organisent une utilisation collective de la propriété des ressources naturelles, tranchant avec le formalisme et la nécessité d'attribution individuelle et totale des droits.

Les grilles d'analyse habituelles des droits de propriété semblent dès lors peu propices à l'étude des relations entre types de droits et investissement pour le capital sol, considéré localement comme une ressource commune. Nous avons choisi de recourir à la grille de Schlager et Ostrom (1992), plus adaptée aux ressources communes, et permettant de distinguer la propriété commune en faisceaux de différents droits délivrés aux acteurs de gestion du territoire. Cette grille nous a permis d'analyser les contraintes tour à tour associées aux droits d'accès et de prélèvement, de gestion, d'exclusion et d'aliénation sur les ressources en sol.

Cette réflexion nous a permis de proposer deux grands axes de modélisation incluant une modélisation de la dynamique du territoire basée sur la reconversion des espaces naturels en champs cultivés sous la pression des agents économique, et une modélisation en théorie des jeux sur la dynamique des mêmes acteurs, en considérant les disponibilités de terres comme fixées (absence de réserve) et où les stratégies des acteurs consistera à rester ou non dans un terroir en fonction des disponibilités des ressources (dépendant des décisions de gestion d'autres acteurs) et du régime de droits de propriété existant.

Ces différents axes de travaux ouvrent dès lors, de nouvelles perspectives pour la modélisation du capital sol, en tenant compte des outils d'économie institutionnelle à l'échelle collective.

Conclusion Générale

Nos travaux avaient comme première ambition de proposer un modèle de capital sol prenant en compte l'ensemble de services fournis, et fondé sur la complémentarité entre composantes agronomique et environnementale liés au sol. Après un retour sur les différentes perspectives agronomique et environnementale associées à la gestion des sols, l'utilisation de la modélisation en contrôle optimal a permis d'élaborer un modèle de capital sol basé sur le stock de matière organique et d'éléments minéraux. Les états stationnaires associés aux différents régimes de gestion ont été étudiés, et cela a permis de mettre en évidence l'importance de la matière organique dans l'investissement pour le capital sol. Non seulement elle est une source d'éléments minéraux à faible coût par rapport aux engrais minéraux, mais en plus, la matière organique permet de stabiliser et de rendre durable la gestion des éléments minéraux utiles à la fonction productive des sols. En fonction d'un paramètre qui est sa vitesse de minéralisation, les apports d'engrais minéraux peuvent gagner en importance et faire de régime minier compensé un régime stationnaire.

Le modèle théorique du capital sol a ensuite été testé empiriquement grâce à des données expérimentales collectées sur une période de 7 ans, sur des dispositifs agronomiques de comparaison de systèmes de culture au Nord-Cameroun. Cette estimation en données de panel a permis de confirmer la corrélation entre la quantité de mulch (proxy de la matière organique), les quantités d'engrais apportés, et la biomasse totale produite. La corrélation entre le temps de travail et la quantité de biomasse n'a pas été établie dans le modèle général, car elle est fonction du système de culture. Le calcul de l'élasticité des facteurs mulch et engrais minéraux a établi qu'elle est négative aux valeurs minimales et positives par la suite. De même, la substitution entre les différents facteurs de production est variable, et dépend des points à partir desquels elle a été estimée. En règle générale, les valeurs des élasticités de substitution entre facteurs sont très faibles. Elles suggèrent que mulch et engrais sont des facteurs complémentaires à partir d'un certain seuil pour le capital sol, et substituables en deçà, alors que travail et engrais sont complémentaires à leur valeur minimale, et substituables à leur valeur moyenne et maximale.

Ces résultats, en termes de politique publique peuvent suggérer des recommandations de politique d'appui à l'accès aux intrants, en raisonnant le niveau de subvention sur les engrais par exemple, en fonction du niveau de dégradation des sols. Les sols de meilleure qualité justifiant d'avoir un meilleur accès aux intrants. Dans un contexte où le coût de la main d'œuvre est assez faible, les instruments de politiques publiques devraient en outre privilégier

les mesures structurelles pouvant permettre un maximum de restitution de matière organique aux sols.

Le deuxième objectif de la thèse était d'initier la réflexion sur les perspectives en terme d'arrangements institutionnels pour la gestion de ce capital. Une approche en termes d'innovation institutionnelle nous a permis de compléter le cadre analytique actuel, basé essentiellement sur les innovations technologiques. Ainsi, une nouvelle grille de typologie des innovations, intégrant à l'aspect technique, la composante institutionnelle complémentaire à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation agricole, et du territoire villageois a été suggérée.

La grille de Schlager et Ostrom (1992) a été mobilisée pour décliner les droits de propriété de type collectif, en un faisceau de droits plus précis pour le capital sol et ses différents produits. L'une des contraintes les plus importantes associées à l'investissement pour le capital sol dans le contexte du Nord-Cameroun a trait à la dissociation entre le droit d'exclusion sur les produits du capital sol, et le droit de gestion attribué de facto à l'agriculteur. Cette dissociation, en ouvrant un droit d'accès et de prélèvements aux éleveurs sur l'une des composantes de stock du capital sol (matière organique), attribue de facto à ces derniers un droit de gestion, sans obligation en contre-partie d'assurer des restitutions sur les parcelles de prélèvements, et en assurer ainsi une gestion durable.

Pour lever cette contrainte d'ordre structurel Gebremedhin et Swinton (2003) et Goldman et al. (2007) privilégient les politiques structurelles, consistant à agir sur les droits de propriété, sans forcément utiliser des instruments de marché. En effet, une meilleure définition des droits de propriété permet de réduire le taux d'actualisation de l'agriculteur, lui permettant de diminuer les risques liés au temps, pour ses investissements aux bénéfices de long terme. Toulmin (2009) affirme que la sécurisation des droits de propriété a un impact positif sur l'incitation à investir pour les sols et l'accès aux ressources pour financer cet investissement. L'action collective est dès lors un instrument efficace pour aboutir à une définition optimale des droits de propriété sur le capital sol, par l'implication de l'ensemble des acteurs concernés (McCarthy et al. 2004; Gebremedhin et al. 2004; Benin et Pender 2006). D'autre part, une formalisation de droits complets sur le capital sol peut être proposée, même si Bromley (2009) précise que cela ne suffit pas à assurer une gestion durable de la ressource.

A partir du cadre conceptuel du capital sol, l'analyse économique des contraintes liées à sa gestion a pu être revisitée, en mobilisant un cadre analytique d'investissement pour la maintenance d'un capital, pour réconcilier les valeurs privées de l'agriculteur gestionnaire du sol, avec les valeurs sociales. Notamment, les contraintes liées à l'imperfection des marchés comme source de divergence entre valeurs privées et sociales peuvent également être levées à partir d'instruments de politiques publiques dont les déterminants sont désormais mieux connus.

Améliorer le marché de l'information revient à rendre disponible les informations sur la nécessité d'investir sur le capital sol. Cela a été l'un des plus importants outils mobilisés par les programmes de conservation des sols. Cette démarche consiste à diffuser les informations sur les bénéfices de la conservation à travers un dispositif de diffusion des techniques innovantes (Ekbon et al. 2009). Ces mesures liées à la diffusion des informations sur le capital sol sont des instruments de politiques publiques coûteux (Alfsen et al. 1996), mais insuffisants pour garantir l'investissement pour le capital sol (Kuyvenhoven et al. 1998). Ekbon et al. (2009) expliquent cela par le fait que cette information technique est plutôt utilisée par l'agriculteur pour maximiser ses bénéfices privés, sans prise en compte des effets externes. Ainsi, le profit issu de l'information technique additionnelle exclue la prise en compte des disservices créés par l'agriculteur, et nécessite d'être accompagné par d'autres mesures.

Une meilleure définition du droit d'aliénation, peut être un déterminant essentiel servant à inciter à l'investissement pour le capital sol. En effet, il assure à l'agriculteur, que les bénéfices de son investissement pour ce capital seront pris en compte lors des transactions ultérieures. Cela contribue alors à améliorer le fonctionnement du marché de la terre (Beaumont et Walker 1996).

L'approche pigouvienne de gestion des externalités a été suggérée par différents auteurs pour internaliser les disservices dans la fonction de production de l'agriculteur à travers une taxe sur les pratiques ayant un impact négatif sur le capital sol. D'autres auteurs ont toutefois établi que la mise en place d'une taxe n'est pas une solution efficace pour plusieurs raisons dans les contextes d'Afrique sub-Saharienne:

- La taxe est un instrument économique assez sensible, notamment en milieu pauvre, et pourrait plutôt contribuer à comprimer la productivité de l'agriculture

- Les coûts de transaction peuvent être importants, de même que la mise en œuvre de cette taxe peut être complexe. D'autres parts, il serait techniquement nécessaire de définir la part individuelle d'externalités générées par chaque exploitation pour une définition équitable du niveau de prélèvement.
- Les droits de propriété eux-mêmes sont définis et alloués de façon spécifique dans le cadre des arrangements institutionnels traditionnels.

Enfin, la subvention pour inciter à investir sur le capital sol peut être effectuée sur les intrants ou directement sur les produits. La prise en charge partielle des coûts des investissements peut également être pratiquée, et c'est la pratique la plus courante dans les programmes de conservation des sols. Pour renforcer les instruments d'incitations économiques, Shiferaw et Holden (2000) suggèrent des outils de « cross compliance », permettant au gestionnaire du capital sol de disposer d'incitations complémentaires associés à la rémunération d'un des produits spécifiquement liés au choix d'investissement pour le capital sol.

D'une manière générale, les instruments d'incitations économiques semblent insuffisants pour inciter à investir sur le capital sol. Kuyvenhoven et al. (1998) et Ruben et al. (2003) ont établi que ces instruments de marchés ont des effets variables en fonction de la taille des exploitations, mais, en plus, ont un effet sur l'offre des produits agricoles qui peut, à terme, entraîner une variation des prix de produits et diminuer les revenus des agriculteurs. Dans leur mise en œuvre, ces outils d'incitations économiques pour la gestion du capital sol sont surtout insuffisants car ils n'ont pas pris en compte la production des services environnementaux proprement dits.

L'émergence des paiements et marchés pour services écosystémiques est une réponse à l'incapacité du marché à assurer la production des services publics environnementaux. Les PES se développent de plus en plus, et sont fondés, à la différence des autres instruments d'incitations économiques classiques, sur la compensation des producteurs par les bénéficiaires du service fourni. La rémunération de la séquestration du carbone par les sols agricoles est une des pistes les plus interrogées.

Notre étude sur le capital sol a jeté les bases pour développer plusieurs chantiers scientifiques sur la gestion des sols. Nous pouvons citer :

- le travail de modélisation complémentaire de la dynamique du territoire et des arrangements institutionnels initié dans le dernier chapitre de la thèse, et qui peut

permettre de prédire les trajectoires de différents villages en fonction des types d'arrangements institutionnels ou de la disponibilité des ressources fourragères,

- un travail de modélisation de la dynamique du capital sol sous l'effet de la pression sur les ressources, en se référant aux hypothèse de Boserup,
- une évaluation bio-économique en termes de stock du capital sol, basée sur des résultats d'analyse des sols, notamment du taux de matière organique et d'éléments nutritifs majeurs, puis de la mise en œuvre d'un modèle sur le stock de capital sol
- à partir de cette évaluation du capital sol en termes de stock, de dériver la valeur du capital sol à des échelles plus étendues des régions, ou des Pays, et d'ouvrir ainsi une voie à une estimation plus précise de la comptabilité verte prenant en considération les écosystèmes sol.

Bibliographie

- Adesina, A.A., 1992. Oxen cultivation in semi-arid West Africa: Profitability analysis in Mali. *Agricultural Systems*, 38(2), p.131-147.
- Adler, M.D. et Posner, E.A., 2000. Implementing cost-benefit analysis when preferences are distorted. *J. Legal Stud.*, 29, p.1105.
- Agrawal, A. et Ostrom, E., 2001. Collective action, property rights, and decentralization in resource use in India and Nepal. *Politics et Society*, 29(4), p.485–514.
- Alfsen, K.H., De Franco, M. A., Glomsrod, S., et Johnsen, T., 1996. The cost of soil erosion in Nicaragua. *Ecological Economics*, 16(2), p.129–145.
- Ali, M., 1994. Politique agricole et élasticité de l'offre dans les exploitations de la zone cotonnière au Cameroun. Thèse de Doctorat ENSAM.
- Ali, M., 2000. Les prix des produits dans les systèmes productifs de l'Extrême-Nord du Cameroun. *Cahiers Agricultures*, Vol 9 (2), pp. 125-130.
- Almansa, C., Calatrava, J. et Martínez-Paz, J.M., 2011. Extending the framework of the economic evaluation of erosion control actions in Mediterranean basins. *Land Use Policy*.
- Amsalu, A. et De Graaff, J., 2007. Determinants of adoption and continued use of stone terraces for soil and water conservation in an Ethiopian highland watershed. *Ecological Economics*, 61(2-3), p.294–302.
- Anderies, J.M., Janssen, M.A. et Walker, B.H., 2002. Grazing management, resilience, and the dynamics of a fire-driven rangeland system. *Ecosystems*, 5(1), p.23–44.
- Anderson, R.G. et Thursby, J.G., 1986. Confidence intervals for elasticity estimators in translog models. *The Review of Economics and Statistics*, p.647–656.
- Arellano, M., 2003. *Panel data econometrics*, Oxford University Press, USA.
- Arellano, M. et Honoré, B., 2001. Panel data models: some recent developments. *Handbook of econometrics*, 5, p.3229–3296.
- Aune, J.B., 1993. Ecological and economical requirements for sustainable land use in sub-Saharan Africa. In *Forum for Development Studies*. p. 211–219.
- Ayuke, F.O., Brussaard, L., Vanlauwe, B., Six, J., Lelei, D. K., Kibunja, C. N., et Pulleman, M. M., 2011. Soil fertility management: Impacts on soil macrofauna, soil aggregation and soil

organic matter allocation. *Applied Soil Ecology*, 48(1), p.53-62.

Baidu-Forson, J., 1999. Factors influencing adoption of land-enhancing technology in the Sahel: lessons from a case study in Niger. *Agricultural Economics*, 20(3), p.231–239.

Balarabe, O. et Lifran, R., 2011. Arrangements institutionnels pour la gestion durable du capital naturel en zone soudano-sahélienne. In *Politiques, programmes et projets de lutte contre la désertification: Quelle évaluation?* Montpellier: Comité Scientifique Français de la désertification (CSLD).

Balarabe, O., Lifran, R. et Ollivier, T., 2012. Le capital sol et son intérêt pour les politiques publiques. In *Le sol face aux changements globaux*. 11ème Journées d'étude des sols. Versailles.

Balk, B.M., 2001. Scale efficiency and productivity change. *Journal of Productivity Analysis*, 15(3), p.159–183.

Baltagi, B.H., 2005. *Econometric analysis of panel data*, Wiley.

Bann, C., 1998. The economic valuation of tropical forest land use options: a manual for researchers. *EEPSEA Special and Technical Paper*.

Barbier, E.B., 1997. The economic determinants of land degradation in developing countries. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 352(1356), p.891–899.

Barbier, E.B., 1988. The economics of farm-level adoption of soil conservation measures in the uplands of Java. *Environment Department working paper*.

Barbier, E.B., 1990. The farm-level economics of soil conservation: the uplands of Java. *Land economics*, 66(2), p.199–211.

Barbier, E.B., 1996. The economics of soil erosion: theory, methodology and examples. *EEPSEA Special and Technical Paper*.

Barbier, E.B. et Bergeron, G., 1999. Impact of policy interventions on land management in Honduras: results of a bioeconomic model. *Agricultural Systems*, 60(1), p.1–16.

Barbier, E.B. et Bishop, J.T., 1995. Economic values and incentives affecting soil and water conservation in developing countries. *Journal of Soil and water Conservation*, 50(2), p.133–137.

Barbier, E.B. et Carpentier, C., 2000. The conditions for sustainability of tropical agriculture.

- Bioeconomic models applied to five contrasting farming systems. In *Mini-symposium on modeling, organized by the International Association of Agricultural Economists in Berlin, Germany*.
- Barrios, E., 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, 64(2), p.269–285.
- Barthès, B. et Roose, E., 2002. Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *CATENA*, 47(2), p.133-149.
- Bassett, T.J., 1993. The land question and agricultural transformation in Sub-Saharan Africa. *Land in African agrarian systems*.
- Bassett, T.J., 2009. Mobile pastoralism on the brink of land privatization in Northern Côte d'Ivoire. *Geoforum*, 40(5), p.756–766.
- Bassett, T.J., et Crummey, D.E. , 1993. *Land in African agrarian systems.*, University of Wisconsin Press.
- Bationo, A., Kihara, J., Vanlauwe, B., Waswa, B., Kimetu, J., 2007. Soil organic carbon dynamics, functions and management in West African agro-ecosystems. *Agricultural Systems*, 94(1), p.13-25.
- Battese, G.E., 1996. *On the estimation of production functions involving explanatory variables which have zero values*, Department of Econometrics, University of New England.
- Battese, G.E., 1997. A note on the estimation of Cobb-Douglas Production functions when some explanatory variables have zero values. *Journal of Agricultural Economics*, 48(1-3), p.250-252.
- Baudron, F. et al., 2011. Comparative performance of conservation agriculture and current smallholder farming practices in semi-arid Zimbabwe. *Field Crops Research*.
- Beattie, B.R., Taylor, C.R. et Watts, M.J., 1985. *The economics of production*, Wiley New York.
- Beaumont, P.M. et Walker, R.T., 1996. Land degradation and property regimes. *Ecological Economics*, 18(1), p.55–66.
- Bekunda, M., Sanginga, N. et Woome, P. L, 2010. Restoring Soil Fertility in Sub-Sahara Africa: Chapter Four. *Advances in Agronomy*, 108, p.183–236.
- Bekunda, M.A., Bationo, A. et Ssali, H., 1997. Soil fertility management in Africa: A review

of selected research trials. *SSSA Special Publication*, 51, p.63–80.

Bekunda, Mateete, Sanginga, Nteranya et Woomeer, Paul L., 2010. Chapter Four - Restoring Soil Fertility in Sub-Sahara Africa. In *Advances in Agronomy*. Academic Press, p. 183-236.

Benin, S. et Pender, J., 2006. Collective action in community management of grazing lands: the case of the highlands of northern Ethiopia. *Environment and Development Economics*, 11(01), p.127–149.

Berck, P., Geoghegan, J. et Stohs, S., 2000. A Strong Test of the von Liebig Hypothesis. *American Journal of Agricultural Economics*, 82(4), p.948-955.

Berck, P. et Helfand, G., 1990. Reconciling the von Liebig and Differentiable Crop Production Functions. *American Journal of Agricultural Economics*, 72(4), p.985-996.

Besley, T., 1995. Property rights and investment incentives: Theory and evidence from Ghana. *The Journal of Political Economy*, 103(5), p.903–937.

Bishop, J., 1995. *The economics of soil degradation: an illustration of the change in productivity approach to valuation in Mali and Malawi*, IIED.

Bishop, R.C. et Welsh, M.P., 1992. Existence values in benefit-cost analysis and damage assessment. *Land Economics*, p.405–417.

Bojo, J., 1996. The costs of land degradation in Sub-Saharan Africa. *Ecological Economics*, 16(2), p.161–173.

Bojö, J.P., 1991. Economics and Land Degradation. *Ambio*, 20(2), p.75-79.

Bond, M.E., 1983. Agricultural Responses to Prices in Sub-Saharan African Countries. *Staff Papers-International Monetary Fund*, p.703–726.

Bone, J., Head, M., Barraclough, D., Archer, M., Schreib, C., Flight, D., Volvoulis, N., 2010. Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. *Environment international*, 36(6), p.609–622.

Bousquet, F., d'Aquino, P., Rouchier, J., Réquier-DesJardins, M., Bah, A., Canal, R., 1999. Rangeland herd and herder mobility in dry intertropical zones: Multi-agent systems and adaptation. In *People and Rangeland. Building the Future, Proceedings of the VI International Rangeland Congress*. p. 831–836.

Boutinot, L., 1995. « Le migrant et son double »: migration, ethnie, religion au Nord-Cameroun. In *Le Territoire: lien ou frontière?* Paris. Available at:

<http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:40666> [Consulté octobre 18, 2012].

Boutinot, L., 1999. *Migration, religion et politique au Nord Cameroun*, Harmattan.

Braat, L.C. et de Groot, Rudolf, 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, 1(1), p.4-15.

Brady, N.C., 1996. Alternatives to slash-and-burn: a global imperative. *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 58(1), p.3–11.

Brekke, K.A., Iversen, V. et Aune, J.B., 1999. Tanzania's soil wealth. *Environment and Development Economics*, 4(03), p.333–356.

Brévault, T. Bikay, S., Maldès, J. M. Naudin, K., 2007. Impact of a no-till with mulch soil management strategy on soil macrofauna communities in a cotton cropping system. *Soil and Tillage Research*, 97(2), p.140-149.

Bromley, D.W., 1995. Property rights and natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 14(2), p.129–135.

Bromley, D.W., 2009. Formalising property relations in the developing world: The wrong prescription for the wrong malady. *Formalisation of Land Rights in the South*, 26(1), p.20-27.

Brouwer, F.M. et van Ittersum, M.K., 2010. *Environmental and agricultural modelling: integrated approaches for policy impact assessment*, Springer Verlag.

Bruulsema, T.W., Fixen, P.E. et Snyder, C.S., 2004. Fertilizer nutrient recovery in sustainable cropping systems. *Better Crops*, 88(4), p.15–17.

Bryan, B.A. Raymond, C., Crossman, N.D., Macdonald, D. H., 2010. Targeting the management of ecosystem services based on social values: Where, what, and how? *Landscape and Urban Planning*, 97(2), p.111-122.

Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F., Rey-Benayas, J. M., 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology et Evolution*, 26(10), p.541-549.

Bunce, A.C., 1942 The economics of Soil conservation.

Buresh, R.J., Smithson, P. C., Hellums, D. T., Sanchez, P. A., Calhoun, F., 1997. *Building soil phosphorus capital in Africa*, SSSA Special Publications.

Burt, O.R., 1981. Farm level economics of soil conservation in the Palouse area of the

Northwest. *American journal of agricultural economics*, p.83–92.

Chaussod, R., 1996. La qualité biologique des sols. *Évaluation et implications, Étude et gestion des sols*, 3, p.261–278.

Christie, M. et Rayment, M., 2012. An economic assessment of the ecosystem service benefits derived from the SSSI biodiversity conservation policy in England and Wales. *Ecosystem Services*, 1(1), p.70-84.

Ciriacy-Wantrup, S.V., 1947. Capital return from soil conservation practices, *Journal of farm economics Vol 29, N°4*, 4, p.1181-1196.

Ciriacy-Wantrup, S.V., 1964. New Competition for Land and Some Implications for Public Policy, *The Nat. Resources J.*, 4, p.252.

Clark, C.W., 1990. *Mathematical Bioeconomics: Optimal Management of Renewable Resources* Second Edition., New York: Wiley-Interscience.

Clark, C.W., 2010. *Mathematical Bioeconomics: The Mathematics of Conservation*, Wiley.

Cochet, H., 1996. Farming management of biomass and sustainable development in Burundi. *Cahiers des Sciences Humaines*, 32.

Colombo, S., Calatrava-Requena, J. et Hanley, N., 2006. Analysing the social benefits of soil conservation measures using stated preference methods. *Ecological Economics*, 58(4), p.850–861.

Conant, R.T. et al., 2010. Measuring and monitoring soil organic carbon stocks in agricultural lands for climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(3), p.169–173.

Cordell, D. et al., 2011. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere*.

Costantin, P., Martin, D.L. et y Ribera, B.B., 2009. *Cobb-Douglas, Translog Stochastic Production function and Data Development Analysis in Total factor Productivity in Brazilian Agribusiness*, Anais.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruello, J., Raskin, R. G., Sutton, P., Van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), p.253–260.

Costanza R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruello, J., Raskin, R. G., Sutton, P., Van den Belt, M., 1998. The

value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25(1), p.3-15.

Costanza, R. et Daly, H.E., 1992. Natural capital and sustainable development. *Conservation biology*, 6(1), p.37-46.

Cueva, S. et Heyer, E., 1997. Fonction de production et degrés d'utilisation du capital et du travail: une analyse économétrique. *Economie et Prévision*, 131(5), p.93-111.

Daily, G.C., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*, Island Press.

Daily, G.C. et Matson, P.A., 2008. Ecosystem services: From theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), p.9455.

Dale, V.H. et Polasky, Stephen, 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics*, 64(2), p.286-296.

Daly, H.E., 1992. Steady-state economics: concepts, questions, policies. *Gaia-Ecological Perspectives for Science and Society*, 1(6), p.333-338.

Demsetz, H., 1967. Toward a theory of property rights. *The American economic review*, 57(2), p.347-359.

Derpsch, R. et Friedrich, T., 2009. Global overview of conservation agriculture no-till adoption. In *4th World Congress on Conservation Agriculture New Delhi, India*. p. 4-7.

Deutsch, L., Folke, C. et Skaanberg, K., 2003. The critical natural capital of ecosystem performance as insurance for human well-being. *Ecological Economics*, 44(2-3), p.205-217.

Deybe, D., 1994. *Vers une agriculture durable: un modèle bio-économique*. CIRAD (Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement)-GERDAT (Département de gestion, recherche, documentation et appui technique), URPA (Unité de recherche en prospective et politiques agricoles).

Diagana, B., Antle, J., Stoorvogel, J., Gray, K., 2007. Economic potential for soil carbon sequestration in the Niore region of Senegal's Peanut Basin. *Agricultural Systems*, 94(1), p.26-37.

Dinar, A., Benhin, J., Hassan, R., Mendelsohn, R., 2012. *Climate change and agriculture in Africa: impact assessment and adaptation strategies*, Routledge.

Dobbelaere, S. et Mairesse, J., 2011. Panel data estimates of the production function and

product and labor market imperfections. *Journal of Applied Econometrics*.

Dominati, E., Patterson, M. et Mackay, A., 2010a. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69(9), p.1858–1868.

Dominati, E., Patterson, M. et Mackay, A., 2010b. Response to Robinson and Lebron— Learning from complementary approaches to soil natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics*.

Dongmo, A. L., 2009. Territoires, troupeaux et biomasses: enjeux de gestion pour un usage durable des ressources au nord-cameroun, Thèse de Doctorat INA PG Paris.

Dongmo, A.L., Vall, E., Dugué, P., Liba'a, N. K., Béchir, B., et Lossouarn, J., 2010. Le territoire d'élevage: diversité, complexité et gestion durable en Afrique soudano-sahélienne. Cas du Nord-Cameroun, Ouest Burkina Faso, Mali-Sud et Sud-Tchad. In *Actes du colloque «Savanes africaines en développement: innover pour durer»*.

Dongmo, A.L., Vall, E., Dugué, P., Njoya, A., et Lossouarn, J., 2012. Designing a Process of Co-Management of Crop Residues for Forage and Soil Conservation in Sudano-Sahel. *Journal of Sustainable Agriculture*, 36(1), p.106–126.

Dounias, I., Aubry, C. et Capillon, A., 2002. Decision-making processes for crop management on African farms. Modelling from a case study of cotton crops in northern Cameroon. *Agricultural Systems*, 73(3), p.233–260.

Drechsel, P., Gyiele, L., Kunze, D., Cofie, O., 2001. Population density, soil nutrient depletion, and economic growth in sub-Saharan Africa. *Ecological Economics*, 38(2), p.251-258.

Dugué, P., Koulandji, J. et Moussa, C., 1994. Diversité et zonage des situations agricoles et pastorales de la zone cotonnière du Nord-Cameroun.

Duquette, E., Higgins, N. et Horowitz, J., 2012. Farmer Discount Rates: Experimental Evidence. *American Journal of Agricultural Economics*, 94(2), p.451–456.

Ekboir, J.M., 2003. Research and technology policies in innovation systems: zero tillage in Brazil. *Research Policy*, 32(4), p.573–586.

Ekbom, A., 2007. Determinants of Soil Capital. *Economic analysis of soil capital, land use and agricultural production in Kenya*, p.65. *Working Paper in Economics*, Göteborgs

Universitet

Ekbohm, A., 2009. Determinants of Soil Capital. *Working Papers in Economics 339*, Göteborgs Universitet.

Ekbohm, A., Brown, G.M. et Sterner, T., 2009. Muddy Waters: Soil Erosion and Downstream Externalities. *Working Papers in Economics 341*, Göteborgs Universitet.

Ekins, P., 2003. Identifying critical natural capital:: Conclusions about critical natural capital. *Ecological Economics*, 44(2-3), p.277–292.

Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C., de Groot, R., 2003. A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability* 1. *Ecological Economics*, 44(2-3), p.165–185.

Engel, S., Pagiola, S. et Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65(4), p.663–674.

Enters, T., 1998. *Methods for the economic assessment of the on-and off-site impacts of soil erosion*, IBSRAM.

Erenstein, O., 2002. Crop residue mulching in tropical and semi-tropical countries: An evaluation of residue availability and other technological implications. *Soil and Tillage Research*, 67(2), p.115–133.

Erenstein, O., 1999. *The economics of soil conservation in developing countries: the case of crop residue mulching» show extra info.*, PhD Dissertation, University of Wageningen.

Erenstein, O., 2003. Smallholder conservation farming in the tropics and sub-tropics: a guide to the development and dissemination of mulching with crop residues and cover crops. *Agriculture, ecosystems et environment*, 100(1), p.17–37.

Erenstein, O., Sayre, K., Wall, P., Dixon, J., Hellin, J., 2008. Adapting no-tillage agriculture to the conditions of smallholder maize and wheat farmers in the tropics and sub-tropics. *No-till farming systems*, p.253–278.

Erenstein, O. et Thorpe, W., 2010. Crop–livestock interactions along agro-ecological gradients: a meso-level analysis in the Indo-Gangetic Plains, India. *Environment, Development and Sustainability*, 12(5), p.669–689.

Evenson, R.E. et Gollin, D., 2003. Assessing the impact of the Green Revolution, 1960 to 2000. *Science*, 300(5620), p.758.

- Fafchamps, M., 2004. *Market institutions in Sub-Saharan Africa: theory and evidence*, The MIT Press.
- Farzin, Y.H., 1984. The effect of the discount rate on depletion of exhaustible resources. *The Journal of Political Economy*, p.841–851.
- Fisher, B. et Kerry Turner, R., 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation*, 141(5), p.1167-1169.
- Flichman, G., 2011. *Bio-economic models applied to agricultural systems*, Springer Verlag.
- Fok, M., 2002. Cotton future in Western and Central Africa ; The challenge of combining technical and institutional innovations. *Revue OCL Oléagineux-Corpas gras-Lipide*. 9(2), p. 115-122.
- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), p.570–574.
- Fonte, S.J., Yeboah, E., Six, J., Ofori, P., Quansah, G. W., Vanlauwe, B., 2009. Fertilizer and residue quality effects on organic matter stabilization in soil aggregates. *Soil Science Society of America Journal*, 73(3), p.961–966.
- Fowler, R. et Rockstrom, J., 2001. Conservation tillage for sustainable agriculture: An agrarian revolution gathers momentum in Africa. *Soil and Tillage Research*, 61(1–2), p.93-108.
- Furobotn, E. et Richter, R., 1998. *Institutions and Economic Theory*. Ann Arbor, The University of Michigan Press.
- Furtan, W.H. et Gray, R.S., 2008. The Translog Production Function: Application to Saskatchewan Agriculture. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroeconomie*, 29(1), p.82–86.
- Gardner, B., 2009. Are livestock a troublesome commodity? *Geoforum*, 40(5), p.781–783.
- Garrod, G., et Willis, K. G., 1999. *Economic valuation of the environment : methods and case studies*. Edward Elgar Pub.
- Gautier, D., Ankogui-Mpoko, G. F., Réounodji, F., Njoya, A., Seignobos, C., 2003. Agriculteurs et éleveurs: deux communautés, deux activités dominantes, pour quelle intégration territoriale?
- Gautier, D. et Seignobos, C., 2003. Histoire des actions de foresterie dans les projets de

développement rural au Nord-Cameroun. In *Actes du Colloque*. Savanes africaines: Des espaces en mutation, des acteurs face à de nouveaux défis. Garoua, Cameroun: Cirad Montpellier France.

Gebremedhin, B., Pender, J. et Tesfay, G., 2004. Collective action for grazing land management in crop-livestock mixed systems in the highlands of northern Ethiopia. *Agricultural Systems*, 82(3), p.273–290.

Gebremedhin, B., Pender, J. et Tesfaye, G., 2000. Community resource management: The case of grazing lands in Tigray, northern Ethiopia. In *Policies for Sustainable Land Management in the Highlands of Ethiopia. Proceeding of a workshop held at The International Livestock Research Institute (ILRI). Addis Ababa, Ethiopia*. p. 22–23.

Gebremedhin, B. et Swinton, S. M., 2003. Investment in soil conservation in northern Ethiopia: the role of land tenure security and public programs. *Agricultural Economics*, 29(1), p.69–84.

Gilbert, N., 2009. The disappearing nutrient. *Nature*, 461(October), p.716–718.

Giller, K.E., Beare, M.H., Lavelle, P., Izac, A., Swift, M. J., 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied soil ecology*, 6(1), p.3–16.

Giller, K.E., Cadisch, G., Ehaliotis, C., Adams, E., Sakala, W. D., Mafongoya, P. L., 1997. Building soil nitrogen capital in Africa. *Replenishing soil fertility in Africa*, (51), p.151–92.

Giller, K.E. et Palm, C., 2004. Cropping systems: slash-and-burn cropping systems of the tropics.

Giller, K.E., Witter, E., Corbeels, M., Tittonell, P., 2009. Conservation agriculture and smallholder farming in Africa: The heretics' view. *Field Crops Research*, 114(1), p.23–34.

Giller, K.E., Corbeels, M., Nyamangara, J., Triomphe, B., Affholder, F., Scopel, E., Tittonell, P., 2011. A research agenda to explore the role of conservation agriculture in African smallholder farming systems. *Field Crops Research*, 124(3), p.468–472.

Giraud, P.N., 2008. Ressources naturelles et solidarité entre générations. *Etudes*, (3), p.319–329.

Giraud, P.N. et Loyer, D., 2006. *Capital naturel et développement durable en Afrique*, Agence française de développement (AFD). Département de la recherche.

- Godard, O., 1994. Le développement durable: paysage intellectuel. *Natures, sciences, sociétés*, 2(4), p.309–322.
- Goetz, R.U., 1997. Diversification in agricultural production: a dynamic model of optimal cropping to manage soil erosion. *American journal of agricultural economics*, 79(2), p.341–356.
- Goldberger, A.S., 1968. The Interpretation and Estimation of Cobb-Douglas Functions. *Econometrica*, 36(3/4), p.464-472.
- Goldman, R.L., Thompson, B.H. et Daily, G.C., 2007. Institutional incentives for managing the landscape: Inducing cooperation for the production of ecosystem services. *Ecological Economics*, 64(2), p.333–343.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6), p.1209–1218.
- Goodhue, R.E. et McCarthy, N., 2008. 3 Traditional grazing rights in sub-Saharan Africa and the role of policy. *Game theory and policy making in natural resources and the environment*, p.42.
- Goodhue, R.E. et McCarthy, N., 2009. Traditional property rights, common property, and mobility in semi-arid African pastoralist systems. *Environment and Development Economics*, 14(1), p.29–50.
- Goodhue, R.E., McCarthy, N. et Di Gregorio, M., 2005. 7 Fuzzy Access: Modeling Grazing Rights in Sub-Saharan Africa. *Collective action and property rights for sustainable rangeland management*.
- Goulet, F., 2008. *L'innovation par retrait: reconfiguration des collectifs sociotechniques et de la nature dans le développement de techniques culturelles sans labour*, Thèse en Sociologie, Université Pierre Mendès France, Grenoble, France, 433p.
- De Graaff, J., 1993. Soil conservation and sustainable land use; an economic approach.
- De Graaff, J., 1996. *The price of soil erosion: An economic evaluation of soil conservation and watershed development*, Wageningen Agricultural University.
- Greene, W.H. et Schlachter, D., 2005. *Econométrie*, Pearson éducation.
- Griffon, M., 2006. *Nourrir la planète: pour une révolution doublement verte*, Odile Jacob.

- Griliches, Z. et Mairesse, J., 1995. *Production functions: the search for identification*, National Bureau of Economic Research.
- Grimm, S.S., Paris, Q. et Williams, W.A., 1987. A von Liebig model for water and nitrogen crop response. *Western Journal of Agricultural Economics*, p.182–192.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. et Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), p.393–408.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), p.260–272.
- De Groot, R. S., Brander, L., Van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), p.50-61.
- Gujarati, D.N. et Bernier, B., 2004. *Économétrie*, De Boeck Supérieur.
- Harrington, L. et Erenstein, O., 2005. Conservation agriculture and resource conserving technologies-A global perspective. *Conservation agriculture-Status and prospects*, p.1–12.
- Heady, E.O. et Dillon, J.L., 1961. *Agricultural production functions*, Iowa State University Press Ames, Iowa.
- Heal, G., 2000. Valuing ecosystem services. *Ecosystems*, 3(1), p.24–30.
- Hediger, W., 2003. Sustainable farm income in the presence of soil erosion: an agricultural Hartwick rule. *Ecological Economics*, 45(2), p.221–236.
- Hein, L., Van Koppen, K., de Groot, R. S., Van Ierland, E. C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological economics*, 57(2), p.209–228.
- Hénin, S. et Dupuis, M., 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. In *Annales agronomiques*. p. 17–29.
- Hicks, J.R., 1939. The foundations of welfare economics. *The Economic Journal*, p.696–712.
- Higgins, S.I. et al., 2007. Sustainable management of extensively managed savanna rangelands. *Ecological Economics*, 62(1), p.102–114.
- Husson, O., Séguéy, L., Michellon, R., Boulakia, S., 2006. Restoration of acid soil systems

through agroecological management. In *Biological approaches to sustainable soil systems*. CRC, Boca Raton, FL. Uphoff et al., p. 343–356.

Ishaq, M., Ibrahim, M. et Lal, R., 2002. Tillage effects on soil properties at different levels of fertilizer application in Punjab, Pakistan. *Soil and Tillage Research*, 68(2), p.93-99.

Jack, B.K., Kousky, C. et Sims, K.R., 2008. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), p.9465.

de Jager, A., 2005. Participatory technology, policy and institutional development to address soil fertility degradation in Africa. *Land Use Policy*, 22(1), p.57-66.

Janssen, M.A., Anderies, J.M. et Walker, B.H., 2004. Robust strategies for managing rangelands with multiple stable attractors. *Journal of Environmental Economics and Management*, 47(1), p.140–162.

Janssen, M.A. et Ostrom, E., 2006. Governing social-ecological systems. *Handbook of computational economics*, 2, p.1465–1509.

Jansson, A.M., 1994. *Investing in natural capital: the ecological economics approach to sustainability*, Island Pr.

Janvry, A. de, Fafchamps, Marcel et Sadoulet, E., 1991. Peasant Household Behaviour with Missing Markets: Some Paradoxes Explained. *The Economic Journal*, 101(409), p.1400-1417.

Juo, A.S.. et Manu, A., 1996. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 58(1), p.49–60.

Kabubo-Mariara, J., 2007. Land conservation and tenure security in Kenya: Boserup's hypothesis revisited. *Ecological Economics*, 64(1), p.25–35.

Kim, K., Barham, B.L. et Coxhead, I., 2000. Measuring soil quality dynamics A role for economists, and implications for economic analysis. *Agricultural Economics*, 25(1), p.13–26.

Kleinman, P.J.A., Pimentel, D. et Bryant, R.B., 1995. The ecological sustainability of slash-and-burn agriculture. *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 52(2), p.235–249.

Knowler, D. et Bradshaw, B., 2007. Farmers' adoption of conservation agriculture: A review and synthesis of recent research. *Food Policy*, 32(1), p.25-48.

Kounetas, K. et Tsekouras, K., 2007. Measuring Scale Efficiency Change using a Translog

Distance Function. *International Journal of Business*, 6(1), p.63–69.

Kuyvenhoven, A., Ruben, R. et Kruseman, G., 1998. Technology, market policies and institutional reform for sustainable land use in southern Mali. *Agricultural Economics*, 19(1-2), p.53–62.

Lal, R., Hall, G.F. et Miller, F.P., 1989. Soil degradation: I. Basic processes. *Land Degradation et Development*, 1(1), p.51-69.

Lal, R., 1991. Tillage and agricultural sustainability. *Soil and Tillage Research*, 20(2–4), p.133-146.

Lal, R., 1993. Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. *Soil and Tillage Research*, 27(1–4), p.1-8.

Lal, R., 2009. Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science*, 60(2), p.158–169.

Lebel, L., Anderies, J. M., Campbell, B., Folke, C., Hadfield-Dodds, S., Hughes, T. P., Wilson, J., 2006. Governance and the capacity to manage resilience in regional social-ecological systems.

Lestrelin, G., Quoc, H. T., Jullien, F., Rattanatray, B., Khamxaykhay, C., Tivet, F., 2011. Conservation agriculture in Laos: Diffusion and determinants for adoption of direct seeding mulch-based cropping systems in smallholder agriculture. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 1(1), p.1–12.

Lichtenberg, E., Shortle, J., Wilen, J., Zilberman, D., 2010. Natural Resource Economics and Conservation: Contributions of Agricultural Economics and Agricultural Economists. *American Journal of Agricultural Economics*, 92(2), p.469–486.

Lipper, L. et Osgood, D., 2001. *Two essays on socio-economic aspects of soil degradation*, Food et Agriculture Organization of the UN (FAO).

Lloyd, P.J., 2012. A Family Of Agronomic Production Functions With Economies Of Scope. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 33(2), p.108–122.

Loehman, E.T. et Randhir, T.O., 1999. Alleviating soil erosion/pollution stock externalities: alternative roles for government. *Ecological Economics*, 30(1), p.29–46.

Louhichi, K., Boisson, J.M. et Flichman, G., 2007. Analyse économique de l'environnement et spécificités de la production agricole pour une modélisation agro-économique. *REM. Revue*

de l'économie méridionale, 55(220).

Louhichi, K., Flichman, G. et Zekri, S., 1999. Un modèle bio-économique pour analyser l'impact de la politique de conservation des eaux et du sol. *Economie rurale*, 252(1), p.55–64.

Lynne, G.D., Shonkwiler, J.S. et Rola, L.R., 1988. Attitudes and Farmer Conservation Behavior. *American Journal of Agricultural Economics*, 70(1), p.12-19.

M'hand, F., Magrini, M.B. et Triboulet, P., 2012. Transition agroécologique, innovation et effets de verrouillage: le rôle de la structure organisationnelle des filières: Le cas de la filière blé dur française. *Cahiers Agricultures*, 21(1), p.34–45.

MacLeod, N.D., Ash, A.J. et McIvor, J.G., 2004. An economic assessment of the impact of grazing land condition on livestock performance in tropical woodlands. *The Rangeland Journal*, 26(1), p.49–71.

Madam Dogo, A., 2011. *Analyse économique des droits de propriété liés à la gestion du Capital sol au Nord-Cameroun*. Mémoire de Master Recherche 2 A2D2. Montpellier France: Montpellier SupAgro.

Manlay, R.J., Feller, C. et Swift, M.J., 2007. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 119(3–4), p.217-233.

McCarthy, N., Dutilly-Diané, C. et Drabo, B., 2004. Cooperation, collective action and natural resources management in Burkina Faso. *Agricultural Systems*, 82(3), p.233–255.

McConnell, K.E., 1983. An economic model of soil conservation. *American journal of agricultural economics*, 65(1), p.83–89.

McDermott, J.J. et al., 2010. Sustaining intensification of smallholder livestock systems in the tropics. *Livestock Science*, 130(1–3), p.95-109.

Millenium ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*, Island press Washington, DC.

Miranda, M.L., 1992. Landowner incorporation of onsite soil erosion costs: an application to the conservation reserve program. *American Journal of Agricultural Economics*, 74(2), p.434–443.

Moritz, M., Ritchey, K. et Kari, S., 2011. The social context of herding contracts in the Far North Region of Cameroon. *The Journal of Modern African Studies*, 49(02), p.263–285.

- Mupangwa, W., Twomlow, S. et Walker, S., 2012. Reduced tillage, mulching and rotational effects on maize (*Zea mays* L.), cowpea (*Vigna unguiculata* (Walp) L.) and sorghum (*Sorghum bicolor* L. (Moench)) yields under semi-arid conditions. *Field Crops Research*, 132(0), p.139-148.
- Nakhumwa, T.O., 2004. *Dynamic costs of soil degradation and determinants of adoption of soil conservation technologies by smallholder farmers in Malawi*. University of Pretoria South Africa.
- Nakhumwa, T.O. et Hassan, R.M., 2008. Optimal Management of Soil Quality Stocks and Long-Term Consequences of Land Degradation for Smallholder Farmers in Malawi. *Environmental and Resource Economics*, p.1–19.
- Napier, T.L., Napier, A.S. et Tucker, M.A., 1991. The social, economic and institutional factors affecting adoption of soil conservation practices: the Asian experience. *Soil and Tillage Research*, 20(2-4), p.365-382.
- Naudin, K., Gozé, E., Balarabe, O., Giller, K. E., Scopel, E., 2010. Impact of no tillage and mulching practices on cotton production in north Cameroon: a multi-locational on-farm assessment. *Soil and Tillage Research*, 108(1), p.68–76.
- Naudin, K., Scopel, E., Andriamandroso, A. L. H., Rakotosolof, Andriamarosoa, N. R., S., Rakotozandriny, Salgado, P, Giller, K. E., 2011. Trade-offs between biomass use and soil cover. The case of rice-based cropping systems in the Lake Alaotra region of Madagascar. *Experimental Agriculture*, 1(1), p.1–16.
- Nelson, E., Polasky, S., Lewis, D. J., Plantinga, A. G., Lonsdorf, E., White, D., Bael, D., Lawler, J. J., 2008. Efficiency of incentives to jointly increase carbon sequestration and species conservation on a landscape. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), p.9471.
- Nelson, E., Mendoza, G, Regetz, J, Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D. R., Chan, K. M. A., Daily, G. C., Goldstein, C., Karieva, P. M., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), p.4–11.
- Nezomba, H., Tauro, T. P., Mtambanengwe, F., Mapfumo, P., 2010. Indigenous legume fallows (indifallows) as an alternative soil fertility resource in smallholder maize cropping systems. *Field Crops Research*, 115(2), p.149–157.

- Nirmalakhandan, N., 2002. *Modeling tools for environmental engineers and scientists*, CRC.
- Nkonya, E., Gerber, N., Baumgartner, P., Von Braun, J., De Pinto, A., Graw, V., Kato, E., Kloos, J., Walter, T., 2011. The economics of desertification, land degradation, and drought toward an integrated global assessment.
- Ollivier, Timothée, 2010. *Capital naturel, développement et durabilité à Madagascar et au Mozambique*. Université Paris IX Dauphine.
- Oriade, C.A. et Dillon, C.R., 1997. Developments in biophysical and bioeconomic simulation of agricultural systems: a review. *Agricultural Economics*, 17(1), p.45–58.
- Ostrom, E. et Hess, C., 2011. Private and common property rights.
- Pagiola, S., Arcenas, A. et Platais, G., 2005. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development*, 33(2), p.237–253.
- Palm, C.A., Myers, R.J., Nandwa, S.M., 1997. Combined use of organic and inorganic nutrient sources for soil fertility maintenance and replenishment. *Replenishing soil fertility in Africa*, 51, p.193–218.
- Palm, C. A., Sanchez, P., Ahamed, S., Awiti, A., 2007. Soils: A contemporary perspective. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 32, p.99–129.
- Pansu, M., Sallih, Z. et Bottner, P., 1996. Modelling of organic carbon forms in soils. *Comptes-rendus Académie des Sciences Paris Série 2 B*, 322, p.401–406.
- Papy, F. et Torre, A., 2003. Quelles organisations territoriales pour concilier production agricole et gestion des ressources naturelles?(à partir de questions d'agronomie et d'économie). *Études*, (33), p.151–169.
- Paris, Quirino, 1992. The von Liebig Hypothesis. *American Journal of Agricultural Economics*, 74(4), p.1019-1028.
- Pearce, D.W. et Atkinson, G.D., 1993. Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of. *Ecological Economics*, 8(2), p.103–108.
- Pearce, D.W. et Turner, R.K., 1990. *Economics of natural resources and the environment*, Johns Hopkins Univ Pr.
- Perman, R., 2003. *Natural resource and environmental economics*, Addison Wesley Longman.

- Pieri, C., 1989. *Fertilité des terres de savanes: bilan de trente ans de recherche et de développement agricoles au sud du Sahara*, Ministère de la Coopération et du Développement.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits, *Sciences*, 267(5201), p.1117.
- Platteau, J.P., 1996. The evolutionary theory of land rights as applied to sub-Saharan Africa: a critical assessment. *Development and change*, 27(1), p.29–86.
- Powlson, D.S., Gregory, P. J., Whalley, D. R., Quinton, J. R., Hopkins, D. W., Whitmore, A. P., Hirsvh, P. R., Goulding, K. W. T., 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy*, 36, p.S72–S87.
- Quifiones, M.A., Borlaug, N.E. et Dowsell, C.R., 1997. A fertilizer-based green revolution for Africa. *Replenishing soil fertility in Africa*.
- Quiggin, J., 1988. Private and common property rights in the economics of the environment. *Journal of economic issues*, p.1071–1087.
- Ray, S.C., 1999. Measuring scale efficiency from a translog production function. *Journal of Productivity Analysis*, 11(2), p.183–194.
- Reboul, C., 1989. *Monsieur le Capital et Madame la Terre: fertilité agronomique et fertilité économique*, Editions de l'Atelier.
- Regan, M.M. et Weitzell, E.C., 1947. Economic evaluation of soil and water conservation measures and programs. *Journal of Farm Economics*, 29(4 Part II), p.1275–1294.
- Ring, I., Hansjürgens, B., Elmqvist, T., Wittmer, H., Sukhdev, P., 2010. Challenges in framing the economics of ecosystems and biodiversity: the TEEB initiative. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(1–2), p.15-26.
- Robinson, D.A., Vereecken, H. et Lebron, I., 2009a. On the definition of the natural capital of soils: A framework for description, evaluation, and monitoring. *Soil Science Society of America Journal*, 73(6), p.1904–1911.
- Rockström, J., Kaumbutho, P., Mwalley, J., Nzabi, A. W., Temesgen, M., Mawenya, L., Barron, J., Mutia, J., Damgaard-Larsen, S., 2009. Conservation farming strategies in East and Southern Africa: yields and rain water productivity from on-farm action research. *Soil and*

Tillage Research, 103(1), p.23–32.

Roger-Estrade, J., Anger, C., Bertrand, M., Rochard, G., 2010. Tillage and soil ecology: Partners for sustainable agriculture. *Soil and Tillage Research*, 111(1), p.33-40.

Roose, E. et Ndayizigiye, F., 1997. Agroforestry, water and soil fertility management to fight erosion in tropical mountains of Rwanda. *Soil Technology*, 11(1), p.109-119.

Rouchier, J., Bousquet, F., Réquier-DesJardins, M., Antona, M., 2001. A multi-agent model for describing transhumance in North Cameroon: Comparison of different rationality to develop a routine. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 25(3-4), p.527–559.

Roupsard, M., 2000. Production cotonnière. In *Atlas de la province de l'Extrême-Nord Cameroun*. Paris: Seignobos C., Iyébi-Mandjeck, p. 98-101.

Ruben, R., Kuyvenhoven, A. et Hazell, P., 2003. Investing in poor people in less-favoured areas: Institutions, technologies and policies for poverty alleviation and sustainable resource use. *Staying Poor: Chronic Poverty and Development Policy'at IDPM, University of Manchester*, p.7–9.

Ruslandi, X., Venter, O. et Putz, F.E., 2011. Overestimating conservation costs in Southeast Asia. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, p.542–544.

Ruttan, V.W., 1989. Institutional innovation and agricultural development. *World Development*, 17(9), p.1375–1387.

Ruttan, V.W., 1997. Induced innovation, evolutionary theory and path dependence: sources of technical change. *The Economic Journal*, 107(444), p.1520–1529.

Ruttan, V.W., 2006. Social science knowledge and induced institutional innovation: an institutional design perspective. *Journal of Institutional Economics*, 2(3), p.249.

Sá, J.C. de M., Cerri, C. C., Lal, R., Dick, W. A., de Cassia Picolo, M., Feigl, B. E., 2009. Soil organic carbon and fertility interactions affected by a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research*, 104(1), p.56-64.

Saad, R., Margni, M., Koellner, T., Wittstock, B., Deschênes, L., 2011. Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(3), p.198–211.

Salles, J.-M., 2011. Valuing biodiversity and ecosystem services: Why put economic values

on Nature? *Comptes Rendus Biologies*, 334(5–6), p.469-482.

Sanchez, P.A., Shepherd, K. D., Soule, M. J., Place, F. M., Buresh, M. J., Izac, A., Mokwunye, A. U., Kwesiga, F. R., Ndiritu, C. G., Woomer, P. L., 1997. Soil fertility replenishment in Africa: an investment in natural resource capital. *Replenishing soil fertility in Africa*, 51, p.1–46.

Sánchez, P.A., et Anderson, J.R., 1994. Alternatives to slash and burn: a pragmatic approach for mitigating tropical deforestation. *Agricultural technology: policy issues for the international community.*, p.451–479.

Sanchez, P.A. et Palm, C.A., 1996. Nutrient cycling and agroforestry in Africa.

Schlager, E. et Ostrom, E., 1992. Property-rights regimes and natural resources: a conceptual analysis. *Land economics*, 68(3), p.249–262.

Schönhart, M., Shauppenlehmer, T., Schmid, E., Muhar, A., 2011. Integration of bio-physical and economic models to analyze management intensity and landscape structure effects at farm and landscape level. *Agricultural Systems*, 104(2), p.122-134.

Schreinemachers, P., Berger, T. et Aune, J.B., 2007. Simulating soil fertility and poverty dynamics in Uganda: A bio-economic multi-agent systems approach. *Ecological Economics*, 64(2), p.387–401.

Scott, B., 1991. Optimal soil conservation and the reform of agricultural pricing policies. *Journal of Development Economics*, 36(2), p.167-187.

Sebillotte, M., 1993. L'agronome face à la notion de fertilité. *Natures-Sciences-Sociétés*, 1(2), p.128–141.

Sebillotte, M. et Papy, F., 2010. Michel Sebillotte, agronome: penser l'action. *Natures Sciences Sociétés*, 18(4), p.446–451.

Seguy, L., Bouzinac, S. et Husson, O., 2006. Direct-seeded tropical soil systems with permanent soil cover: learning from Brazilian experience. In *Biological approaches to sustainable soil systems*. CRC, Boca Raton, FL. Uphoff et al., p. 323–342.

Seignobos, C., 2010. Une négociation foncière introuvable? L'exemple du Mayo-Rey dans le nord du Cameroun. In *Annales de géographie*. p. 657–677.

Seiter, S., Horwath, W. R., Magdoff, F., Ray, R. W., 2004. Strategies for managing soil organic matter to supply plant nutrients. *Soil organic matter in sustainable agriculture*,

p.269–293.

Seitz, W.D. et Swanson, E.R., 1980. Economics of soil conservation from the farmer's perspective. *American Journal of Agricultural Economics*, 62(5), p.1084–1088.

De Serres, O. et others, 1804. *Le théâtre d'agriculture et mesnage des champs*, Mme Huzard.

Sharma, P., Abrol, V. et Sharma, R.K., 2011. Impact of tillage and mulch management on economics, energy requirement and crop performance in maize–wheat rotation in rainfed subhumid inceptisols, India. *European Journal of Agronomy*, 34(1), p.46-51.

Shiferaw, B. et Holden, S., 2000. Policy instruments for sustainable land management: the case of highland smallholders in Ethiopia. *Agricultural Economics*, 22(3), p.217–232.

Shiferaw, B. et Holden, S., 1999. Soil erosion and smallholders' conservation decisions in the highlands of Ethiopia. *World Development*, 27(4), p.739–752.

Sjaastad, E. et Bromley, D.W., 1997. Indigenous land rights in Sub-Saharan Africa: Appropriation, security and investment demand. *World Development*, 25(4), p.549–562.

Smit, A.L., Bindraban, P. S., Schröder, J. J., Conijn, J. G., Vand der Meer, H. G., 2009. *Phosphorus in agriculture: global resources, trends and developments*,

Smith, P., Smith, J. U., Powlson, D. S., McGill, W. B., Arah, J. R. M., Chertov, O. G., Coleman, K., Franko, U., Frolking, S., Jenkinson, D. S., 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 81(1), p.153–225.

Stringer, L.C., Dougill, A. J., Thomas, A. D., Spracklen, D. B., Chesterman, S., Speranza, C. I., Rueff, H., Riddell, M., Williams, M., Beedy, T., 2012. Challenges and opportunities in linking carbon sequestration, livelihoods and ecosystem service provision in drylands. *Environmental Science et Policy*, 19–20(0), p.121-135.

Swift, M.J., Izac, A. et van Noordwijk, M., 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 104(1), p.113–134.

Swinton, S. M., Lupi, F., Robertson, G. P., Hamilton, S., K., 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*, 64(2), p.245-252.

Tenywa, M.M. et Bekunda, M., 2009. Managing soils in sub-Saharan Africa: challenges and

opportunities for soil and water conservation. *Journal of soil and water conservation*, 64(1), p.44A–48A.

Teyssier, A., Hamadou, O. et Seignobos, C., 2003. Expériences de médiation foncière dans le Nord-Cameroun. *Land reform, land settlement and Cooperatives*, 12(4), p.275-281.

Tietenberg, T.H. et Lewis, L., 2000. *Environmental and natural resource economics*, Addison-Wesley Reading, Mass.

Tilman, D, Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D., Swackhamer, D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292(5515), p.281.

Tilman, D., Cassman, K. G., Mattson, P. A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(6898), p.671–677.

Toulmin, C., 2009. Securing land and property rights in sub-Saharan Africa: The role of local institutions. *Land Use Policy*, 26(1), p.10-19.

Tre, J.P. et Lowenberg-Deboer, J., 2005. Ex-ante economic analysis of alternative mulch-based management systems for sustainable plantain production in Southeastern Nigeria. *Agricultural Systems*, 86(1), p.52–75.

Turner, R.K. et Daily, G.C., 2008. The ecosystem services framework and natural capital conservation. *Environmental and Resource Economics*, 39(1), p.25–35.

Uphoff, N.T., 2006. *Biological approaches to sustainable soil systems*, CRC.

Valbuena, D., Erenstein, O., Homann-Kee Tui, S., Abdoulaye, T., Claessens, L., Duncan, A. J., Gerard, B., Rufino, M. C., Teufel, N., van Rooyen, A., van Wijk, M. T., 2012. Conservation Agriculture in mixed crop–livestock systems: Scoping crop residue trade-offs in Sub-Saharan Africa and South Asia. *Field Crops Research*, 132(0), p.175-184.

Vanlauwe, B. et Giller, K.E., 2006. Popular myths around soil fertility management in sub-Saharan Africa. *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 116(1–2), p.34-46.

Varian, H.R. et Thiry, B., 2008. *Analyse microéconomique*, De Boeck Supérieur.

Wairegi, L.W.I. et van Asten, P.J.A., 2010. The agronomic and economic benefits of fertilizer and mulch use in highland banana systems in Uganda. *Agricultural Systems*, 103(8), p.543–550.

Walker, B.H., Anderies, J. M., Kinzig, A. P., Ryan, P., 2006. Exploring resilience in social-

ecological systems through comparative studies and theory development: introduction to the special issue. *Ecology and Society*, 11(1), p.12.

Walker, D.J., 1982. A damage function to evaluate erosion control economics. *American Journal of Agricultural Economics*, p.690–698.

Wall, D.H., Bardgett, R. D., Behan-Pelletier, V., Herrick, J., E., Jones, T. H., Ritz, K., Six, J., Strong, D. R., van der Putten, W. H., 2012. *Soil ecology and ecosystem services*, OUP Oxford.

Weitzell, E.C., 1943. Economics of Soil Conservation: I. Individual and Social Considerations. *The Journal of Land et Public Utility Economics*, 19(3), p.339–353.

Williamson, O.E., 2000. The New Institutional Economics: Taking Stock, Looking Ahead. *Journal of Economic Literature*, 38(3), p.595-613.

Winter-Nelson, A. et Amegbeto, K., 1998. Option Values to Conservation and Agricultural Price Policy: Application to Terrace Construction in Kenya. *American Journal of Agricultural Economics*, 80(2), p.409-418.

Wurst, S., De Deyn, G.B. et Orwin, K., 2012. Soil Biodiversity and Functions. *Soil Ecology and Ecosystem Services*, p.28.

Wyatte L., H., 1997. The economics of soil degradation: technological change and policy alternatives. SMSS technical monograph 22. *Agricultural Water Management*, 33(1), p.79-81.

Yirga, C. et Hassan, R.M., 2010. Social costs and incentives for optimal control of soil nutrient depletion in the central highlands of Ethiopia. *Agricultural Systems*, 103(3), p.153–160.

Young, R.A., 2005. *Determining the economic value of water: concepts and methods*, RFF Press.

ANNEXES

Annexe 1 : Sortie de l'estimation économétrique sur LIMDEP

```
--> REGRESS;Lhs=LOGBIOMT;Rhs=ONE,LOGLABOU,LOGMUP,LOGNTOT,LOGLAB2,LOGMUP2
,LOGNTOT2,LOGMULAB,LOGMUNT,LOGLANT,DLOGMUP,DLOGLAB,DLOGNTOT;Panel;Str=CROP
;Period=DURAT$
```

OLS Without Group Dummy Variables	
Ordinary least squares regression	
Model was estimated Sept 31, 2012 at 08:55:29AM	
LHS=LOGBIOMT Mean	= 8.625614
Standard deviation	= .4223462
WTS=none Number of observs.	= 872
Model size Parameters	= 13
Degrees of freedom	= 859
Residuals Sum of squares	= 63.72150
Standard error of e	= .2723619
Fit R-squared	= .5898615
Adjusted R-squared	= .5841319
Model test F[12, 859] (prob)	= 102.95 (.0000)
Diagnostic Log likelihood	= -96.62180
Restricted(b=0)	= -485.2113
Chi-sq [12] (prob)	= 777.18 (.0000)
Info criter. LogAmemiya Prd. Crt.	= -2.586449
Akaike Info. Criter.	= -2.586451

Panel Data Analysis of LOGBIOMT [ONE way]			
Unconditional ANOVA (No regressors)			
Source	Variation	Deg. Free.	Mean Square
Between	15.4825	11.	1.40750
Residual	139.883	860.	.162655
Total	155.366	871.	.178376

Variable	Coefficient	Standard Error	b/St.Er.	P[Z >z]	Mean of X
LOGLABOU	-.14222079	.10588014	-1.343	.1792	4.11450471
LOGMUP	.16670685	.06591367	2.529	.0114	4.54569892
LOGNTOT	-.15621080	.07181312	-2.175	.0296	3.63390606
LOGLAB2	-.02063905	.01367921	-1.509	.1314	17.1829645
LOGMUP2	.00934197	.00552450	1.691	.0908	38.5942931
LOGNTOT2	.03471283	.00654882	5.301	.0000	14.4867782
LOGMULAB	-.05279735	.00622273	-8.485	.0000	18.3563610
LOGMUNT	-.00407450	.00203967	-1.998	.0458	16.9308621
LOGLANT	.01541350	.02149370	.717	.4733	15.0619153
DLOGMUP	.00116117	.00111012	1.046	.2956	22.6897892
DLOGLAB	-.01105512	.00390157	-2.834	.0046	20.5543754
DLOGNTOT	.00638094	.00435488	1.465	.1429	18.1384332
Constant	9.40299403	.32368208	29.050	.0000	

Least Squares with Group Dummy Variables	
Ordinary least squares regression	
Model was estimated Jan 31, 2000 at 08:55:29AM	
LHS=LOGBIOMT Mean	= 8.625614
Standard deviation	= .4223462
WTS=none Number of observs.	= 872
Model size Parameters	= 24
Degrees of freedom	= 848
Residuals Sum of squares	= 57.46674
Standard error of e	= .2603217
Fit R-squared	= .6301197
Adjusted R-squared	= .6200876
Model test F[23, 848] (prob)	= 62.81 (.0000)
Diagnostic Log likelihood	= -51.57618
Restricted(b=0)	= -485.2113
Chi-sq [23] (prob)	= 867.27 (.0000)
Info criter. LogAmemiya Prd. Crt.	= -2.664523
Akaike Info. Criter.	= -2.664537
Estd. Autocorrelation of e(i,t)	.010879

Panel:Groups	Empty	0,	Valid data	12
	Smallest	47,	Largest	143
	Average group size			72.67

Variable	Coefficient	Standard Error	b/St.Er.	P[Z >z]	Mean of X
LOGLABOU	-.17342952	.10300297	-1.684	.0922	4.11450471
LOGMUP	.13548597	.06424230	2.109	.0349	4.54569892
LOGNTOT	-.23445059	.07104364	-3.300	.0010	3.63390606
LOGLAB2	-.02769911	.01311709	-2.112	.0347	17.1829645
LOGMUP2	.01088673	.00537956	2.024	.0430	38.5942931
LOGNTOT2	.03362790	.00637506	5.275	.0000	14.4867782
LOGMULAB	-.05095164	.00607072	-8.393	.0000	18.3563610
LOGMUNT	-.00308875	.00200192	-1.543	.1229	16.9308621
LOGLANT	.03446313	.02118045	1.627	.1037	15.0619153
DLOGMUP	.00148840	.00106251	1.401	.1613	22.6897892
DLOGLAB	-.01267597	.00376839	-3.364	.0008	20.5543754
DLOGNTOT	.00751599	.00421056	1.785	.0743	18.1384332

Test Statistics for the Classical Model				
Model	Log-Likelihood	Sum of Squares	R-squared	
(1) Constant term only	-485.21126	.1553657799D+03	.0000000	
(2) Group effects only	-439.44255	.1398832451D+03	.0996522	
(3) X - variables only	-96.62179	.6372149546D+02	.5898615	
(4) X and group effects	-51.57617	.5746673822D+02	.6301197	

Hypothesis Tests							
Likelihood Ratio Test				F Tests			
	Chi-squared	d.f.	Prob.	F	num.	denom.	P value
(2) vs (1)	91.537	11	.00000	8.653	11	860	.00000
(3) vs (1)	777.179	12	.00000	102.951	12	859	.00000
(4) vs (1)	867.270	23	.00000	62.810	23	848	.00000
(4) vs (2)	775.733	12	.00000	101.347	12	848	.00000
(4) vs (3)	90.091	11	.00000	8.391	11	848	.00000


```

+-----+
| Random Effects Model: v(i,t) = e(i,t) + u(i)
| Estimates:  Var[e]           = .677674D-01
|              Var[u]         = .641364D-02
|              Corr[v(i,t),v(i,s)] = .086459
| Lagrange Multiplier Test vs. Model (3) = 183.78
| ( 1 df, prob value = .000000)
| (High values of LM favor FEM/REM over CR model.)
| Baltagi-Li form of LM Statistic = 148.90
| Fixed vs. Random Effects (Hausman) = 13.01
| (12 df, prob value = .368175)
| (High (low) values of H favor FEM (REM).)
|              Sum of Squares   .642449D+02
|              R-squared       .587974D+00
+-----+

```

Variable	Coefficient	Standard Error	b/St.Er.	P[Z >z]	Mean of X
LOGLABOU	-.17209739	.10268814	-1.676	.0938	4.11450471
LOGMUP	.14056997	.06404638	2.195	.0282	4.54569892
LOGNTOT	-.22495250	.07061776	-3.185	.0014	3.63390606
LOGLAB2	-.02673236	.01311019	-2.039	.0414	17.1829645
LOGMUP2	.01059495	.00536410	1.975	.0483	38.5942931
LOGNTOT2	.03355674	.00635260	5.282	.0000	14.4867782
LOGMULAB	-.05109095	.00604658	-8.450	.0000	18.3563610
LOGMUNT	-.00322808	.00199414	-1.619	.1055	16.9308621
LOGLANT	.03241809	.02106155	1.539	.1238	15.0619153
DLOGMUP	.00144338	.00106231	1.359	.1742	22.6897892
DLOGLAB	-.01247032	.00376312	-3.314	.0009	20.5543754
DLOGNTOT	.00737588	.00420403	1.754	.0793	18.1384332
Constant	9.68673358	.31967387	30.302	.0000	

```

+-----+
| Least Squares with Group and Period Effects
| Ordinary least squares regression
| Model was estimated Jan 31, 2000 at 08:55:29AM
| LHS=LOGBIOMT Mean = 8.625614
| Standard deviation = .4223462
| WTS=none Number of observs. = 872
| Model size Parameters = 30
| Degrees of freedom = 842
| Residuals Sum of squares = 56.15532
| Standard error of e = .2582494
| Fit R-squared = .6385606
| Adjusted R-squared = .6261119
| Model test F[ 29, 842] (prob) = 51.30 (.0000)
| Diagnostic Log likelihood = -41.51115
| Restricted(b=0) = -485.2113
| Chi-sq [ 29] (prob) = 887.40 (.0000)
| Info criter. LogAmemiya Prd. Crt. = -2.673834
| Akaike Info. Criter. = -2.673861
| Estd. Autocorrelation of e(i,t) .022884
+-----+

```

```

+-----+
| Panel:Groups Empty 0, Valid data 12
| Smallest 47, Largest 143
| Average group size 72.67
| Panel: Prds: Empty 0, Valid data 7
| Smallest 0, Largest 125
| Average group size 124.57
+-----+

```

Variable	Coefficient	Standard Error	b/St.Er.	P[Z >z]	Mean of X
LOGLABOU	-.15115373	.10419953	-1.451	.1469	4.11450471
LOGMUP	.12556594	.06454524	1.945	.0517	4.54569892
LOGNTOT	-.21481297	.07122022	-3.016	.0026	3.63390606
LOGLAB2	-.02086815	.01372801	-1.520	.1285	17.1829645
LOGMUP2	.01182521	.00544063	2.174	.0297	38.5942931
LOGNTOT2	.03328625	.00633234	5.257	.0000	14.4867782
LOGMULAB	-.04978365	.00605664	-8.220	.0000	18.3563610
LOGMUNT	-.00309002	.00199200	-1.551	.1209	16.9308621
LOGLANT	.02974051	.02112051	1.408	.1591	15.0619153
DLOGMUP	.00111213	.00108631	1.024	.3059	22.6897892
DLOGLAB	-.02309261	.01064905	-2.169	.0301	20.5543754
DLOGNTOT	.00726030	.00421661	1.722	.0851	18.1384332
Constant	9.71328677	.32336787	30.038	.0000	

Test Statistics for the Classical Model				
Model	Log-Likelihood	Sum of Squares	R-squared	
(1) Constant term only	-485.21126	.1553657799D+03	.0000000	
(2) Group effects only	-439.44255	.1398832451D+03	.0996522	
(3) X - variables only	-96.62179	.6372149546D+02	.5898615	
(4) X and group effects	-51.57617	.5746673822D+02	.6301197	
(5) X ind.etime effects	-41.51114	.5615531811D+02	.6385606	

Hypothesis Tests							
Likelihood Ratio Test				F Tests			
	Chi-squared	d.f.	Prob.	F	num.	denom.	P value
(2) vs (1)	91.537	11	.00000	8.653	11	860	.00000
(3) vs (1)	777.179	12	.00000	102.951	12	859	.00000
(4) vs (1)	867.270	23	.00000	62.810	23	848	.00000
(4) vs (2)	775.733	12	.00000	101.347	12	848	.00000
(4) vs (3)	90.091	11	.00000	8.391	11	848	.00000
(5) vs (4)	20.130	6	.00263	3.277	6	842	.00342
(5) vs (3)	110.221	18	.00000	6.303	18	842	.00000

Random Effects Model: $v(i,t) = e(i,t) + u(i) + w(t)$	
Estimates: Var[e]	= .666928D-01
Var[u]	= .848000D-02
Corr[v(i,t),v(i,s)]	= .112807
Var[w]	= .102463D-01
Corr[v(i,t),v(j,t)]	= .133174
Lagrange Multiplier Test vs. Model (3)	= 192.87
(2 df, prob value = .000000)	
(High values of LM favor FEM/REM over CR model.)	
Fixed vs. Random Effects (Hausman)	= 6.80
(12 df, prob value = .870765)	
(High (low) values of H favor FEM (REM).)	
Sum of Squares	.642449D+02
R-squared	.587974D+00

Variable	Coefficient	Standard Error	b/St.Er.	P[Z >z]	Mean of X
LOGLABOU	-.16716204	.10249054	-1.631	.1029	4.11450471
LOGMUP	.12398474	.06408801	1.935	.0430	4.54569892
LOGNTOT	-.21542837	.07046027	-3.057	.0022	3.63390606
LOGLAB2	-.02389902	.01315113	-1.817	.0392	17.1829645
LOGMUP2	.01200108	.00540752	2.219	.0265	38.5942931
LOGNTOT2	.03321819	.00631420	5.261	.0000	14.4867782
LOGMULAB	-.04978657	.00603422	-8.251	.0000	18.3563610
LOGMUNT	-.00311600	.00198351	-1.571	.1162	16.9308621
LOGLANT	.02943767	.02099098	1.402	.1608	15.0619153
DLOGMUP	.00130767	.00105989	1.234	.2173	22.6897892
DLOGLAB	-.01423230	.00539677	-2.637	.0084	20.5543754
DLOGNTOT	.00762921	.00418133	1.825	.0481	18.1384332
Constant	9.66673721	.32188069	30.032	.0000	

